

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Současný areál výskytu mývala severního v ČR podle
odlovu**

Diplomová práce

**Bc. Vendula Lipšová
Zájmové chovy zvířat**

Mgr. Oldřich Kopecký, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Současný areál výskytu mývala severního v ČR podle odlovu“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 13. července 2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Mgr. Oldřichu Kopeckému, Ph.D. za důvěru a ponechání volné ruky při zpracování „malého mývalího problému“, jak tohle téma práce sám před pěti lety nazval.

Všem pracovníkům úřadů, organizací a ústavů, které jsem kontaktovala a přidělala jim práci. Děkuji za Váš čas a dobře míněné rady.

Jardí, fik. Mýf.

Současný areál výskytu mývala severního v ČR podle odlovu

Souhrn

Mýval severní, který byl do Evropy introdukován na konci první poloviny minulého století, je uveden na Černém seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii, vydaným v roce 2016. Je nařízena regulace jeho populací na území Evropské unie. Vzhledem k vyhodnocenému vysokému vlivu na evropskou biodiverzitu je prioritní zaměřit výzkum na konkrétní dopady jeho introdukce a vyhodnotit směr a intenzitu šíření. Tyto poznatky by měly být využívány při managementu volně žijících populací a při vytváření regulačních strategií na území jednotlivých členských států.

Na území České republiky se nacházejí dvě samostatné populace mývala severního – v severozápadních Čechách a v jižním a středním povodí řeky Moravy. Pro zpětné posouzení areálu rozšíření bylo v této práci využito záznamů o odlovu z Ročních výkazů o honitbách, stavu a lovu zvěře, a to na úrovni obcí s rozšířenou působností (ORP). Shromážděny a vyhodnoceny byly výkazy od mysliveckého roku 2011/12 do roku 2017/18.

V prvním sledovaném roce bylo odloveno 234 jedinců v katastrech 23 ORP (z celkových 205 ORP v ČR). V posledním roce byl vykázán odlov 1352 jedinců z katastrů 56 ORP. Nejvyšší denzita severozápadní populace byla dosažena v ORP Karlovy Vary (0,4473 jedince na 100 ha v mysliveckém roce 2017/18). V moravské populaci bylo vrcholu odlovu dosaženo v ORP Přelouč, a to v mysliveckém roce 2013/14, kdy bylo odloveno 0,5885 jedince na 100 ha. Moravská populace se šíří pomaleji, ale dosahuje od začátku sledování vysoké denzity odlovů. Ta postupně klesá, snad díky udělení výjimky ze zákona, která rozšiřuje pravomoce na odlov všem myslivcům v honitbách ORP Přelouč, Olomouc a Prostějov.

Zjištěné výsledky, které byly pro lepší přehlednost zpracovány do mapových výstupů v programu QGIS 3.10, mohou spolu s doporučeními uvedenými v kapitole Diskuze posloužit při sestavování regulačního plánu v rámci managementu populací na našem území.

Klíčová slova: invaze, nepůvodní druh, savec, monitoring, unijní seznam

Current distribution of northern raccoon in the Czech Republic by bag records

Summary

The Northern Raccoon, introduced in Europe at the end of the first half of the last century, is included in the Black List of Invasive Alien Species with a significant impact on the Union, issued in 2016. It is directed regulation of its populations within the European Union. Due to the assessed high impact on European biodiversity, research is prioritized focusing on the specific impact of its introduction and evaluate the intensity and direction of invasion. The knowledge should be used in the management of wild populations and considered in the design of regulatory policies in the individual member states.

In the Czech Republic there are two separate raccoon populations – in northwest Bohemia and in the southern and central Morava river basin. For the retrospective assessment of the distribution of raccoon was used the bag records from Annual reports on hunting, games and hunting animals at the level of municipalities with extended competence. In this thesis were collected and evaluated reports from the hunting year 2011/12 to 2017/18.

In the first reporting period, 234 individuals were caught in 23 ORP (out of a total of 205 ORP). In the last period was recorded a catch of 1,352 individuals from 56 ORP. The highest density in the northwest Bohemian population was reached in the hunting year 2017/18 (0.4473 individuals per 100 ha in ORP Karlovy Vary). In the Moravian population, the peak was reached in the ORP Přelouč in the hunting year 2013/14, when 0.5885 individuals per 100 ha were caught. The Moravian population is spreading more slowly, but has reached a high catch density from the beginning of introduction. The density of catch is gradually decreasing there, perhaps because of an exemption from the law, which extends the powers to catch to all hunters in hunting districts ORP Přelouč, Olomouc and Prostějov.

These results, which were processed for better clarity to map outputs in the program QGIS 3.10, can be used together with the recommendations given in the Discussion chapter to help prepare the regulatory plan within the population management in the Czech republic.

Keywords: invasion, alien species, mammal, monitoring, union list

Obsah

1 Úvod	7
2 Cíle práce a vědecká hypotéza	9
3 Literární rešerše	10
3.1 Invazní biologie	10
3.1.1 Terminologie.....	10
3.1.2 Invazní proces	11
3.1.2.1 Úspěšnost invazí	12
3.1.3 Legislativa.....	12
3.1.3.1 Unijní právní úprava	13
3.1.3.2 Zákony České republiky	14
3.1.4 Invazní druhy v České republice	16
3.2 Mýval severní	17
3.2.1 Obecná charakteristika.....	17
3.2.1.1 Morfologie	18
3.2.1.2 Věk dožití a predátoři	19
3.2.1.3 Potrava	19
3.2.1.4 Prostorové nároky a sociální chování	19
3.2.1.5 Reprodukce	21
3.2.2 Nepůvodní oblasti výskytu	22
3.2.2.1 Západní a střední Evropa	22
3.2.2.2 Východní Evropa	23
3.2.2.3 Japonsko	24
3.2.3 Rizika spojená s introdukcí.....	24
3.2.3.1 Ekologické následky	24
3.2.3.2 Ekonomické ztráty	25
3.2.3.3 Zoonózy	26
4 Metodika	29
4.1 Sběr dat	29
4.2 Zpracování dat	30
5 Výsledky	32
5.1 Absolutní hodnoty	32
5.2 Denzita nahlášených odlovů	34
6 Diskuze	39

6.1	Výskyt v ČR.....	39
6.2	Management populací.....	42
6.2.1	Monitoring	43
6.2.2	Regulační opatření	46
6.3	Zhodnocení legislativy	47
6.4	Doporučení.....	48
7	Závěr.....	52
8	Literatura.....	53
9	Seznam použitých zkratk a symbolů	70
10	Samostatné přílohy.....	I

1 Úvod

Introdukce nepůvodních druhů přímo souvisí s činností člověka, především s globalizací, využíváním půdy pro zemědělské účely, urbanizací, zvyšováním objemu přepravovaných komodit napříč kontinenty i mezi nimi a rozšířeným zájmovým chovem exotických živočichů a pěstováním okrasných rostlin (Elton 1958; Richardson et al. 2000; Jeschke & Strayer 2005; Richardson & Pyšek 2006; Nentwig et al. 2010; Rotherham 2011). Nepůvodní druhy, pokud se jim podaří invadovat a následně i rozšířit, působí změny v tamějším ekosystému (Elton 1958). Zde je nutné si uvědomit, že pouze malé procento se úspěšně introdukuje (Kolar & Lodge 2001). Také změny mohou být pouze nevýrazné, pozitivní i negativní, avšak často bývají značné a se silným dopadem na ekosystém (Mack et al. 2000; Beasley & Rhodes 2008). Pokud je u takového druhu prokázán škodlivý vliv, je označen za invazní (IUCN 2000; CBD 2002). Invazní druhy rostlin a živočichů jsou považovány za druhou nejvýraznější příčinu ztráty biodiverzity na planetě, hned po degradaci životního prostředí (CBD 2002).

Právě kvůli zachování biodiverzity, zamezení dalším introdukcím a omezení šíření již introdukovaných (či již naturalizovaných / etablovaných) druhů je nutné zkoumat a popsat průběh invazí a jejich následky. A tím se zabývá relativně mladý obor invazní biologie (Davis 2005). Zaměřuje se mj. na schopnost druhů introdukovat se a přizpůsobit se novému habitatu, aspekty jejich introdukcí, zkoumá jejich vliv v cílové oblasti a vyhodnocuje interakce s původní faunou a flórou (Parker et al. 1999; Ricciardi 2003; Richardson & Pyšek 2006; Keller et al. 2009; Borowy 2011). Také zvažuje možné ekonomické přínosy, nebo naopak náklady, spojené s jejich přítomností (Richardson & Wilger 2004).

Vzhledem k dobré adaptabilitě invazních druhů a jejich schopnosti rychle se šířit na velké vzdálenosti bylo potřebné sjednotit legislativu týkající se invazních druhů (Perings et al. 2010). Proto bylo vydáno nařízení Evropského parlamentu a Rady Evropské unie č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (EU 2014). Dále byl vydán Seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii, který byl naposledy novelizován v roce 2019. Tento seznam na základě doporučení států a odborníků třídí invazní druhy do tří kategorií podle zhodnoceného impakt faktoru (EU 2016). Živočišné a rostlinné druhy zařazené do černého seznamu, tj. seznamu s nejvíce rizikovými druhy, nesmí být např. dováženy do zemí EU, je zakázán jejich chov či pěstování a jedinci ve volné přírodě by měli být, pokud je to možné, eradikováni, případně jejich populace izolovány tak, aby se omezilo jejich dalšímu šíření. Populacím či nalezeným jedincům ve volné přírodě by měla být věnována dostatečná pozornost a je potřeba zpracovat kvalitní studie, aby byl dobře pochopen proces invaze a také důsledky invaze konkrétního druhu (EU 2016; Pergl et al. 2016). Na černém seznamu je uveden mj. mýval severní (*Procyon lotor* Linné, 1758).

Mýval severní je původem v Severní a Střední Americe, kde je rozšířen téměř po celém kontinentě s výjimkou pouští a nejvyšších poloh Skalnatých hor (Zaveloff 2002; Helgen & Wilson 2003). Je zde považován za škůdce a lovnou zvěř (Beasley & Rhodes 2008; Salo et al. 2010). Je významným predátorem vajec ptáků (Rollins & Carroll 2001; Engeman et al. 2010; Gehrt 2013) i mořských želv (Garrott et al. 1993; Jennings et al. 2006; Stocking et al. 2017). Dobře se přizpůsobil k životu poblíž lidských sídel a v člověkem pozměněné krajině (Gerth 2003). Je vektorem zoonotických onemocnění, jako např. vztekliny, askaridózy a salmonelózy, paratenickým hostitelem motolice *Alaria alata* (Goeze, 1782), přenašečem viru způsobující

psinku a také kokcidie *Toxoplasma gondii* (Nicolle et Manceaux, 1908; Roscoe 1993; Kazacos 2001; Blanton et al. 2007; Bondo et al. 2016).

Do Evropy byl introdukován v první polovině 20. století, a to v Německu, na území dnešního Běloruska a v oblasti Kavkazu (Aliiev & Sanderson 1966; Lutz 1995). Fisher et al. (2017) předpokládají, že v Německu došlo nejméně ke čtyřem samostatným introdukcím o malém počtu jedinců, ale písemně zaznamenané jsou pouze dvě (Lutz 1995). Také genetická studie zaměřená na centrální Evropu potvrdila vyšší diverzitu porovnaných mikrosatelitů značící početnější místa introdukce (Biedrzycka et al. 2014). Jakožto potravní oportunist a velmi adaptabilní savec střední velikosti se dobře začlenil a pomalu se šířil. V 90. letech došlo k populační expanzi na území Německa a států Beneluxu, Francie, Dánska a Polska (Stubbe 1999; Hohmann et al. 2001). Koncem 90. let se první jedinci objevují na jižní Moravě, začátkem tisíciletí v severozápadních Čechách (Anděra & Červený 2009). První odlovy jsou nahlášené v mysliveckém roce 2003/2004 (ÚHUL 2019).

Obě samostatné populace, v západních Čechách a v blízkosti povodí řeky Moravy a jejích přítoků, se nadále šíří (Matějů et al. 2012; Mináriková et al. 2015; ÚHUL 2019; AOPK 2020). Monitoring probíhá prozatím v rámci veřejné nálezové databáze na webovém serveru biolib.cz či na stránkách Agentury ochrany přírody a krajiny ČR, která je zároveň odbornou podporou výkonu státní správy (<http://invaznidruhy.nature.cz/>). Studie zaznamenávající výskyt mývala severního jsou ojedinělé (Matějů et al. 2012), většinou je popsán v rámci faunické analýzy konkrétního území (Musilová et al. 2011; Anděra & Gaisler 2012; Kutal et al. 2016). Dalším zdrojem dat o výskytu a areálu rozšíření jsou myslivecké statistiky odlovu neboli Roční výkazy o honitbách, stavu a lovu zvěře. Výkazy slouží k vyhodnocování dlouhodobých trendů vývoje populace, změn a rozšíření areálu výskytu a k přibližným odhadům velikosti populace (Cattadori et al. 2003; Carlsson et al. 2010). Tyto znalosti jsou klíčové pro úspěšné nastavení managementu populace (IUCN 2000; Keller et al. 2009).

A právě proto jsou v této diplomové práci vyhodnocena data z Ročních výkazů (statistický program Mysl 1-01 používaný státní správou) a zpracována do mapových výstupů.

2 Cíle práce a vědecká hypotéza

Cíle této diplomové práce jsou:

1. Sumarizace dat o odlovu mývala severního z Ročních výkazů o honitbách, stavu a lovu zvěře na úrovni obcí s rozšířenou působností od 1. dubna 2011 do 31. března 2018 (tedy za sedm mysliveckých let).
2. Vytvoření mapových výstupů ze získaných dat.
3. Zhodnocení vývoje populací mývala severního v ČR dle denzity odlovů a jejich šíření do okolí.
4. Na základě těchto informací a literárních pramenů zhodnotit možné dopady dalšího šíření mývala severního v ČR a navrhnout kroky zabraňující nebo alespoň omezující další expanzi.

3 Literární rešerše

3.1 Invazní biologie

K prvním významným introdukcím nepůvodních rostlinných a živočišných druhů do Evropy došlo v době zámořských objevů (Mlíkovský & Stýblo 2006). Tyto organismy byly dováženy úmyslně (např. lilek brambor *Solanum tuberosum* Linné, 1753), avšak často i neúmyslně (např. krysa obecná *Rattus rattus* Linné, 1758). S intenzivňující se globalizací a dopravou přibývá i počet zavlečených druhů. A přestože již v 19. století si biologové všimli šíření nepůvodních druhů po evropském kontinentě a některých z toho plynoucích negativních důsledků (Pyšek & Sádlo 2004), ještě ve 40. letech 20. století se dovážely a záměrně vypouštěly nepůvodní druhy živočichů do volné přírody za účelem obohatit místní faunu o ekonomicky či gastronomicky zajímavá zvířata (Rotherham 2011). V Evropě došlo k největší introdukci savců až v druhé polovině 20. století (Jeschke & Strayer 2005).

Negativních vlivů si přírodovědci zpočátku všimli jen sporadicky. Zlom přišel po druhé světové válce, kdy hlavně ve Spojeném království Velké Británie a Severního Irska byl podporován smysl pro vlasteneckou izolaci. Proto bylo i k nepůvodním druhům přistupováno více kriticky (Rotherham 2011). Kniha Ekologie invazní živočichů a rostlin (1958) Angličana Charlese Eltona byla první významnou publikací nově vznikajícího oboru invazní biologie. V 70. a 80. letech se začaly formovat první myšlenky a cíle, které si biologové stanovili pro pochopení principů biologických invazí (Davis 2005). Stoupal počet studií, především těch zaměřených na rostlinné invaze (Pyšek 1996). Většina biologů, případně ekologů, navázala na myšlenkový proud Charlese Eltona a zaujala ochranářský postoj (Davis 2005). Ten do značné míry trvá dodnes, a proto převažují studie na negativní impakt faktory a zdůrazňují se škody a rizika spojená s introdukcí nepůvodních druhů. Ale také se objevují studie snažící se o opačný pohled na věc, či alespoň více objektivní (Borowy 2011).

V současnosti je smyslem invazní biologie především popsat základní teorie invazí, sledovat a studovat příčiny a následky introdukcí, charakterizovat obecné vlastnosti invazních druhů a definovat obecné zákonitosti invazí. Jedním z hlavních cílů je najít metodu, která by umožnila včas identifikovat a předpovědět, který introdukovaný organismus se stane nežádoucí, aby bylo možné včas informovat správní orgány ochrany přírody a krajiny. Tím by se urychlilo zavedení protipatření hned na začátku invazního procesu (Richardson & Ricciardi 2013).

3.1.1 Terminologie

Terminologie je v této oblasti vcelku problematická, a to kvůli nejednotným definicím pojmů v různých částech světa. Invaze jsou globálním problémem, a tak se stalo, že stejné jevy mohou mít často různé pojmenování a stejně tak jeden výraz může být používán pro různé jevy (Křížová 2019). Dobrým krokem ke sjednocení terminologie byl návrh definice pojmů předložený a také schválený na šestém zasedání Úmluvy o biologické rozmanitosti (CBD, Convention on Biological Diversity) v Haagu v roce 2002. Ten byl přijat a je dnes používán

Radou Evropy, Evropskou komisí i Mezinárodním svazem ochrany přírody (IUCN, International Union for Conservation of Nature).

Avšak v české právní úpravě definice některých klíčových pojmů chybí či se v jednotlivých zákonech liší (viz kapitolu Legislativa). V této práci je využito definic pojmů z článku 3 v Nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů.

3.1.2 Invazní proces

Jsou popsány tři kroky invaze:

- 1) introdukce / zavlečení
- 2) uchycení / naturalizace / etablování
- 3) expanze / šíření / negativní dopad.

První krok invaze, introdukce, je nejméně prostudovaný a popsáný, avšak je považován za nejdůležitější v prevenci proti šíření invazních druhů (Jeschke & Strayer 2005). Jedná se o překonání geografické bariéry (pohoří, moře aj.). V tomto případě vždy za pomoci člověka, jinak by se jednalo o migraci druhu (Křivánek 2004).

Pokud se jedincům podaří uchytit a přežít v místě introdukce, hovoří se o přechodně zavlečeném druhu (Machar & Drobilová 2012). Byla překonána environmentální bariéra. Většinou dojde k introdukci malého počtu jedinců, čímž je genetická diverzita malá, stejně tak jako adaptabilita k novému prostředí. Proto často nejsou schopni trvalé reprodukce bez intervence člověka (např. vypouštěním dalších jedinců). Většina introdukovaných druhů se proto po delší čas nerozšíří a nepůsobí významné změny v prostředí (Parker et al. 1999).

Když dojde k introdukci vyššího počtu jedinců daného druhu, je zároveň vyšší i genetická diverzita a šance na úspěšnou reprodukci bez dalšího zásahu člověka (Zalewski et al. 2010). Tím se překonává reprodukční bariéra a dochází k naturalizaci (u živočichů se častěji používá termín etablování; Machar & Drobilová 2012). Následný rychlý růst populace je předpokladem k dobré schopnosti se šířit (Kolar & Lodge 2001). Stejně tak populace, které dosáhly vysoké denzity, mají větší předpoklad k úspěšnému rozšíření (Fisher et al. 2016). Pak již je daný druh nazýván jako invazní (Parker et al. 1999; Kolar & Lodge 2001; Ricciardi 2003).

Během expanze se z počáteční úzké genové kapacity vyselektuje několik genových variací díky adaptaci na nové prostředí (tzv. přírodní selekce; Keller & Taylor 2010; Biedrzycka et al. 2014). Invazní druhy mohou setrvat při poměrně nízké početnosti populace i několik let a za příznivých podmínek expandovat. Tento jev se nazývá „zpožděný efekt“ (tzv. lag effect; Mooney & Cleland 2001). Populace čeká na vhodné podmínky životního prostředí, abiotické či biotické změny (Crooks & Soule 1999). Podnětné mohou být i genetické změny v populaci, které zapříčiní rychlou expanzi (Biedrzycka et al. 2014). Např. k akceleraci expanze mývalů severních v Německu došlo až 50 let po jejich introdukci (Lutz 1984).

3.1.2.1 Úspěšnost invazí

Z důvodů zobecnění problematiky týkající se invazivnosti živočichů a rostlin byly formulovány obecné hypotézy: pravidlo deseti, Darwinova naturalizační hypotéza, dálkové šíření, doba zdržení a další. Právě pravidlo deseti naznačuje, že při překonávání každé bariéry v rámci invazního procesu je přibližně desetina druhů neúspěšná. Proto ze všech transportovaných nepůvodních druhů se jen málo uchytí, a ještě méně rozšíří do okolí. A pouze 10 až 15 % nepůvodních druhů je invazních (European commission 2016). Je třeba si uvědomit, že jen malé procento introdukcí se uchytí a dají vzniknout etablovaným populacím. A u ještě méně druhů se objeví negativní vliv na původní ekosystém.

Podle hypotézy rezistence mají živočišné druhy introdukované ze Severní Ameriky do Evropy větší úspěšnost, než mají evropské druhy introdukované do Severní Ameriky (Elton 1958; Jeschke & Strayer 2005).

U rostlinných invazí je tomu naopak. Rostliny jsou v Evropě po tisíce let adaptovány na vliv člověka, jako např. disturbance (stavění obydlí, fragmentace krajiny cestami, kácení dřevin a sekání louky) a zemědělství (Pyšek & Sádlo 2004, Chytrý & Pyšek 2009). Proto po kolonizaci kontinentů a ostrovů Evropy, kteří s sebou vezli semena plodin, došlo k rychlému rozšíření evropských rostlin téměř po celém světě.

Míra náchylnosti stanoviště k invazi nepůvodním druhem je dána invazibilitou. Ta je tím vyšší, čím jsou invazní druhy v invadovaném území úspěšnější. Obecně platí, že tropická oblast je méně invazibilní než mírné pásmo (Chytrý & Pyšek 2009). Také horské oblasti oproti nížinám mají nižší invazibilitu (Chytrý & Pyšek 2009; Machar & Drobilová 2012). Naopak náchylnými a více invazibilní jsou ostrovy a antropogenně ovlivněné oblasti (Matějček 2009). Čím je obyvatelstvo mobilnější a vyspělejší, tím se i zvyšuje pravděpodobnost introdukce nežádoucích druhů do okolní přírody např. neuváženým vypuštěním zvířete ze zájmového chovu (Mlíkovský & Stýblo 2006).

3.1.3 Legislativa

Invaze živočišných i rostlinných druhů přímo souvisí s činností člověka. Proto při hledání řešení a kontroly invazí je nutné se zaměřit na aktivity lidí a stanovit pravidla. Z této logiky vznikají právní předpisy a úpravy, které by měly regulovat a sjednotit lidskou činnost na území jednotlivých států. Tyto právní úpravy se ale více či méně liší, což má za důsledek nejednotné definice pojmů a jinak stanovené cíle, přičemž je odlišná i metodika pro plnění cílů. Ve výsledku se tím stěžuje jak práce vědců, tak těch, kteří vykonávají ochranu přírody v praxi.

Při tvorbě legislativy je třeba brát v potaz, že je nutné vyvažovat mezi skutečnostmi a principy zjištěnými vědeckými výzkumy a ekonomickým zájmem státu. Např. porovnáním finanční náročnosti různých regulačních strategií. Situace je zkomplikovaná i tím, že nelze zcela přesně předvídat invazivnost a impakt faktor nepůvodních druhů (Jeschke & Strayer 2006), proto se v praxi nedá regulovat chov (potažmo pěstování) a dovoz zájmových druhů, u nichž není potvrzený negativní vliv.

Způsobem, jak sjednotit politiku států světa, jsou mezinárodní úmluvy. Například Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry a přírodních stanovišť (tzv. Bernská úmluva z roku

1979) na základě které byla v roce 2003 přijata Celoevropská strategie pro invazní druhy. Další, celosvětovou, úmluvou je Úmluva o biologické rozmanitosti (CBD), která vešla v platnost koncem roku 1993.

3.1.3.1 Unijní právní úprava

Pro Evropskou unii jsou výchozí směrnice Rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a směrnice Evropského parlamentu a rady 2009/147/ES o ochraně volně žijících ptáků. Tyto dvě směrnice se též přezdívaly „naturové směrnice“, jelikož navazují a rozšiřují ochranu dohodnutou Bernskou úmluvou v rámci soustavy Natura 2000. Vychází se z předpokladu, že pokud se ochrání stanoviště a na něm žijící druhy, tak by měla být zachována i původní biodiverzita, což je prioritou. V čl. 22 písm. b) ve směrnici č. 92/43/EHS je uvedeno, že členské státy mají možnost zakázat vysazování či vypouštění nepůvodních druhů, pokud by hrozilo poškození přírodního stanoviště či ohrožení původní fauny a flóry.

V roce 2003 bylo vydáno Nařízení Komise (ES) č. 349/2003 o pozastavení dovozu exemplářů určitých druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin do Společenství. Toto nařízení se týká některých zvířat uvedených v příloze A a B nařízení (ES) č. 338/97 o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi. Tímto se zakazuje dovoz mj. želvy nádherné (*Trachemys scripta elegans* Wied-Neuwied, 1839), želvy ozdobné (*Chrysemys picta* Schneider, 1783), skokana volského (*Rana catesbeiana* Shaw, 1802) a kachnice kaštanové (*Oxyura jamaicensis* Gmelin, 1789), protože mají na území EU předpoklad k šíření a mohly by způsobit nejen ekologické škody.

V roce 2008 Evropská komise zveřejnila „Plán strategie EU pro invazní druhy“. V následujících dvou letech byly členskými zeměmi předkládány návrhy pro konkrétní strategie pro boj s invazními druhy a ty pak byly zpracovány do sdělení Evropské komise v roce 2011 „Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020“. K jeho plnění je vyzýváno i v akčním plánu „Spokojený život v mezích naší planety“, který byl přijat Evropskou komisí pro roky 2014 až 2020. Nutno dodat, že strategie ani akční plány nejsou právně závaznými dokumenty (Stejskal 2006). Jedním z cílů stanovených v programu akčního plánu je mj. identifikace nepůvodního druhu, popsání způsobu jeho šíření a uvedení možností regulace. Zároveň bylo navrženo, aby se připravil a přijmul takový legislativní nástroj, který by zajistil sjednocený přístup všech členských států.

A tak bylo 22. října 2014 vydáno nařízení Rady ES č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (dále jen „nařízení č. 1143/2014/EU“) s účinností od 1. ledna 2015. To vyzdvihuje prevenci jako to nejekonomičtější a zároveň nejefektivnější opatření ze všech. Proto byl prováděcím nařízením č. 2016/1141/EU vytvořen seznam nepůvodních invazních druhů s významným dopadem na Unii (dále „unijní seznam“). První seznam obsahoval 23 živočišných a 14 rostlinných druhů. V pořadí druhou novelizací v roce 2019 se navýšil na 30 živočišných a 36 rostlinných druhů. Kritéria pro přidání do seznamu jsou uvedena v článku 4 odst. 3. Podle článku 7 „se invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Unii nesmějí záměrně:

- a) přivážet na území Unie, a to včetně převozu přes toto území pod celním dohledem;
- b) držet, a to ani v případě, že jsou drženy v oddělených prostorách;
- c) chovat, a to ani v případě, že jsou drženy v oddělených prostorách;
- d) přepravovat do, z nebo v rámci Unie, s výjimkou přepravy druhů do zařízení v souvislosti s eradikací;
- e) uvádět na trh;
- f) využívat či vyměňovat;
- g) nechat rozmnožovat, pěstovat nebo kultivovat, a to ani v případě držení v oddělených prostorách;
- h) uvolňovat do životního prostředí.“

Je zde možné obdržet výjimku, a to pro vědecké účely či ochranu ex situ. O ní musí žádat např. zoologické zahrady, vědecká pracoviště apod.

Členské státy mají povinnost dle čl. 14 tohoto nařízení zavést systém dohledu. Ten je zaměřen právě na druhy unijního seznamu. Ale státy jej mohou doplnit o svůj vlastní rozšířený Seznam s invazními nepůvodními druhy s významným dopadem pro stát a pak na tyto druhy mohou uplatnit opatření stanovená v nařízení č. 1143/2014/EU.

Unijní seznam se dělí na černý, šedý a bílý, a to podle závažnosti vlivu druhu na ekologické a socioekonomické faktory. V černém jsou druhy se středním až vysokým dopadem a je tudíž nařízena jejich regulace (či eradikace, je-li to možné). Tyto druhy jsou prioritní pro další výzkum a je nutné zvolit vhodný management populace. V šedém seznamu jsou druhy s mírným vlivem na ekosystém či zatím neprokázaným, je však doporučeno provádět kontroly stavu populace a impakt faktoru, aby bylo možné efektivně a včas reagovat. Lze je zatím tolerovat, ale je třeba zvýšená opatrnost a ostražitost. Bílý seznam obsahuje nepůvodní druhy, které se jeví jako bezpečné bez negativních vlivů.

Speciálním je seznam varovný. Slouží k včasnému varování o druzích, které se v krajině zatím nevyskytují, ale hrozí jejich zavlečení. Dále jsou stanovena regulační opatření pro minimalizaci negativních dopadů a zamezení dalšímu šíření již zavlečených druhů. Tady je ponechána benevolentnost členským státům, aby si sami stanovily metodiku regulačního opatření, a to z důvodu značné variability ekosystémů členských států.

3.1.3.2 Zákony České republiky

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (dále Zákon o ochraně přírody a krajiny), ve znění pozdějších předpisů, je základním právním předpisem. Účelem zákona je přispět k udržení a obnově přírodní rovnováhy v krajině, ochraně biodiverzity a přírodních hodnot, šetrnému hospodaření s přírodními zdroji a vytvoření soustavy Natura 2000 v ČR. A to při zohlednění hospodářských, kulturních a sociálních prostředků obyvatel a také regionálních i místních poměrů.

6. ledna 2020 vláda odsouhlasila novelu tohoto zákona, ve které je zohledněno nařízení č. 1143/2014/EU. Tím se zákon rozšíří a poupraví o aktuální vybrané invazní organismy, bude v něm popsáno, jak s nimi bude možné zacházet a také případné sankce při nedodržení tohoto

zákonu (MŽP 2020). Oproti předpokladu byl z jejího návrhu vyjmut tzv. národní seznam invazních druhů, který měl ještě rozšířit unijní seznam o druhy, převážně rostlinné, které u nás jsou rozšířené a nežádoucí. Zástupci odborných institucí a akademické obce se proti tomu ohradili (viz ČTK 2020). V době dopisování diplomové práce (únor 2020) běží mezirezortní připomínkové řízení. Proto je dále popsáno aktuální znění zákona ke dni 1. února 2020.

V § 5 zákona o ochraně přírody a krajiny je stanovena „obecná ochrana rostlin a živočichů“ kde v odst. 4 jsou řešeny geograficky nepůvodní druhy. Ty jsou zde definovány jako druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu. Zároveň je zakázáno jeho záměrné rozšiřování, leda že by bylo vyhověno žádosti o výjimku udělené orgánem ochrany přírody (např. obecním úřadem obce s rozšířenou působností). O jeho odlovu, včetně stanovených podmínek lovu, může dle odst. 6 rozhodnout taktéž orgán ochrany přírody.

Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, ve znění pozdějších předpisů, se mj. zabývá problematikou geograficky nepůvodních druhů a to v § 4 odst. 2. V něm je stanoveno, kdy je možné dovážet a vypouštět geograficky nepůvodní druhy živočichů, jaké souhlasy orgánů ochrany přírody je nutné získat a jaké předpisy musí být dodrženy, aby se druh stal zvěří dle mysliveckého zákona. Zvěř může být lovena každým držitelem platného loveckého lístku za dodržení zákonných předpisů.

Čtyři druhy invazních nepůvodních živočichů nejsou zvěří dle zákona. Jsou to: mýval severní, psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834), nutrie říční (*Myocastor coypus* Molina, 1782) a norek americký (*Neovison vison* Schreber, 1777). Dle § 14 odst. 1 písm. f) je smí usmrcovat pouze myslivecká stráž. Přitom platí, že při usmrcování a lovu musí být dodržen § 45 zákona o myslivosti (zakázané způsoby lovu) a také § 14 zákona č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, ve znění pozdějších předpisů (zakázané způsoby usmrcení a odchytu volně žijících zvířat).

Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráž, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, obsahuje v § 2 písm. s) odlišnou definici nepůvodních druhů než je použitá v zákoně o ochraně přírody a krajiny („nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodnou anebo neprověřenou populaci ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace“). Ve Vodním zákoně (zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů) v § 35 odst. 3 je zakázáno jejich vypouštění do vodních toků a vodních nádrží, pokud k tomu nebyl udělen souhlas správním úřadem.

Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči, v platném znění, je dosud jedinou právní normou v ČR s definicí invazního druhu. V § 10 odst. 1 je psáno: „invazním škodlivým organismem se rozumí škodlivý organismus v určitém území nepůvodní, který je po zavlečení a usídlení schopen v tomto území nepříznivě ovlivňovat rostliny nebo životní prostředí včetně jeho biologické různorodosti“. V následujícím odstavci je stanoveno, že monitoringem, evidencí výskytu a vyhodnocováním míry rizika zavlékání je pověřena Státní rostlinolékařská správa (SRS), které je sloučena s Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (ÚKZÚZ). Vyhláška č. 215/2008 Sb., o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů obsahuje mj. přílohu č. 8, která obsahuje seznam 13 invazních organismů podléhajících monitoringu. V přílohách jedna až tři této vyhlášky jsou seznamy organismů, u kterých je zakázán dovoz nebo jejich rozšiřování na území ČR.

Následující zákony se problematiky invazních druhů týkají spíše okrajově. Jsou jimi například:

- zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí;
- zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu;
- zákon č. 289/1995 Sb., o lesích;
- zákon č. 123/1998 Sb., o právu na informace o životním prostředí;
- zákon č. 128/2000Sb., o obcích;
- zákon č. 78/2004 Sb., o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty;
- zákon č. 100/2004 Sb., o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi a dalších opatřeních k ochraně těchto druhů a o změně některých zákonů;
- zákon č. 500/2004 Sb., správní řád.

3.1.4 Invazní druhy v České republice

Historií rostlinných invazí v Československu se zabývali botanici v 60. letech (Hejný & Lhotská 1964; Holub & Jirásek 1967). Popsali způsob šíření a vliv invazních rostlin na místní flóru. Invaze rostlin získávaly pozornost, a proto jsou dobře zpracované a je dostupný dostatek článků a publikací také v češtině (Pyšek & Tichý 2001; Chytrý 2018).

Naproti tomu invaze živočichů byly většinou popsány a studovány na konkrétních případech, ne souhrnně a komplexně jako invaze rostlin. První publikací s ucelenými informacemi je kniha *Nepůvodní druhy fauny a flóry ČR* (Mlíkovský & Stýblo 2006). Důležitou odbornou knihou je *Savci České republiky – popis, rozšíření, ekologie, ochrana* od Anděry a Gaislera (2012). V ní jsou mj. zpracovány poznatky z mapování savců a vyhodnoceny cesty invaze nepůvodních druhů včetně aktuálního rozšíření.

Právě v Savcích České republiky je uvedeno, že ve 20. letech minulého století byla do Evropy dovezena zvířata ze Severní Ameriky (mýval severní, norek americký, ondatra pižmová *Ondatra zibethicus* Linné, 1766), z Asie (psík mývalovitý) a z Jižní Ameriky (nutrie říční). Ta byla koncentrována v chovech na farmách pro kožešinu či maso, avšak docházelo k jejich únikům. Tak vznikají první sporadické záznamy o pohybu těchto nepůvodních druhů ve volné přírodě. Také docházelo k cílenému vypouštění několikačlenných izolovaných populací s vidinou obohacení lovné zvěře (mýval severní v Německu ve 40. letech) či pro zpestření místní fauny (ondatra pižmová v letech 1905-06 u Staré huti u Dobříše). Většina populací lokálně zanikla, ale několik se jich naturalizovalo a dále se šířily. Například ondatra pižmová svého vrcholu expanze dosáhla již v 70. letech. Od té doby její stavy klesají. Naopak populace norka amerického, mývala severního i psíka mývalovitého jsou na vzestupu a lze předpokládat jejich další šíření. Konkrétně norek americký byl v 90. letech potvrzen jen na 4,6 % území, ale momentálně pokrývá 35,2 % ČR (Görner 2020).

31. ledna 2020 bylo z celkového počtu 1454 nepůvodních druhů rostlin a 595 druhů nepůvodních druhů živočichů vyskytujících se na území České republiky považováno za invazní 61 druhů rostlin a 113 druhů živočichů (AOPK 2020a). 33 % živočišných invazních

druhů je původních v Severní Americe, 22 % v Asii a 19 % ve Středomoří (Laštůvka & Šefrová 2012).

Odborné informace a odkazy na relevantní zdroje o problematice nepůvodních invazních druhů živočichů i rostlin poskytuje Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). Větší pozornost je však v České republice věnována rostlinným nepůvodním invazním druhům. Jejich problematikou se zabývá např. Botanický ústav AV ČR (oddělení Ekologie invazí), Zvonečník z.s., Odbor biologických rizik VÚKOZ (invazní patogeny domácích dřevin v ČR), Výzkumný ústav rostlinné výroby, ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský).

Zaměříme se na živočišné druhy. AOPK (2020b) za nejčastěji se vyskytující nepůvodní živočichy v ČR považuje:

- raka pruhovaného (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817);
- raka signálního (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852);
- střevličku východní (*Pseudorasbora parva* Temminck er Schlegel, 1846);
- karase stříbřitého (*Carassius gibelio* Bloch, 1782);
- želvu nádhernou (*Trachemys scripta elegans* Wied-Neuwied, 1839);
- norka amerického (*Neovison vison* Schreber, 1777);
- ondatru pižmovou (*Ondatra zibethicus* Linné, 1766);
- psíka mývalovitého (*Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834);
- mývala severního (*Procyon lotor* Linné, 1758).

Ke každému z těchto druhů jsou na webových stránkách AOPK zpracované tzv. atlasové karty (AOPK 2020b; Görner 2020). V podstatě jde o přehledný popis druhu, včetně analýzy rizika, zpracovaný formou literární rešerše a doplněný o mapy s jejich rozšířením dle náleзовé databáze ochrany přírody (ND OP).

Podstatnou součástí práce AOPK je shromažďování informací nejenom od odborníků, ale také zapojením široké veřejnosti. Obzvláště v souvislosti se Systémem včasného varování (AOPK 2020c). Ten je vytvořen na principu upozornění na ty invazní druhy, které se vyskytují v našich sousedních státech a směr expanze naznačuje, že by se mohly introdukovat i u nás. Momentálně je takovýmto druhem například rak *Procambarus fallax* f. *virginalis* (Hagen, 1870). Proto je žádoucí, aby kdokoliv ho spatří ve volné přírodě o tom podal zprávu (s fotografií jedince, lokality a identifikaci místa nálezu, ideálně GPS). Díky včasnému upozornění je vyšší šance na úspěšné zakročení, a to za zlomek nákladů než v případě již etablované populace.

3.2 Mýval severní

3.2.1 Obecná charakteristika

Mýval severní je největším zástupcem čeledi medvídkovitých (Procyonidae) podřádu psotvárných (Caniformia), který spadá do řádu šelem (Carnivora) patřící do třídy savců (Mammalia). Tento druh je v červeném seznamu IUCN (tzv. Red list IUCN) řazen do kategorie „málo ohrožený“ (Least concern, LC; Timm et al. 2016).

Je rozšířen po téměř celé Severní a Střední Americe, obývá širokou škálu habitatů od přímořských oblastí po husté jehličnaté lesy, nížiny i horské oblasti a ostrovy. Výjimky tvoří oblasti pouští a některé části Skalnatých hor (Helgen & Wilson 2003). Areál jeho původního výskytu zasahuje do těchto států: Beliza, El Salvador, Guatemala, Honduras, Kanada, Kostarika, Mexiko, Nikaragua, Panama a Spojené státy americké. Na území Kanady však areál výskytu dosahuje pouze omezeně do centrální Kanady, viz mapa výskytu (Obr. 1).



Obr. 1 Mapa primárního výskytu mývala severního (Zdroj: IUCN 2020).

3.2.1.1 Morfologie

Díky velkému areálu původního výskytu a schopnosti adaptovat se různým přírodním podmínkám, se u mývala severního vyvinuly značné morfologické rozdíly (Lotze & Anderson 1979). Nyní se rozlišuje 22 poddruhů (Gardner & Wozencraft 2017).

I pro tento druh platí Bergmanovo pravidlo, blíže k pólu je daný poddruh mohutnější konstituce. Od toho se odvíjí i průměrná hmotnost, která se pohybuje v rozmezí mezi 1,7 kg a 11 kg. Tělesná hmotnost závisí i na věku, pohlaví a vegetačním období (Zaveloff 2002). Samci jsou mohutnější než samice, a to o 15-20 % jejich tělesné hmotnosti (Vos et al. 2013). Rozdílná je i délka a hustota srsti, která složí k termoregulaci. Zamezuje ztrátám tepla, a proto poddruhy vyskytující se severněji mají srst delší a hustší než ty, které obývají jih Spojených států a Střední Ameriku (Zaveloff 2002).

Nejrozšířenějším poddruhem je mýval východní (*Procyon lotor lotor* Linné, 1758). Obývá střední a severní oblasti východního pobřeží Spojených států a jih východní Kanady. Jeho areál výskytu zasahuje až k Montréalu, Ottawě a Torontu (Zaveloff 2002). Primární výskyt je popsán v zalesněných oblastech, ale mýval se velmi dobře přizpůsobil i antropogenně modifikované krajině (Rodewald & Gehrt 2014). Je průměrného vzrůstu v porovnání s ostatními poddruhy (délka těla 60 cm a hmotnost šest až sedm kg). Jeho zbarvení je, jako u všech poddruhů, kryptické (Zaveloff 2002). Hustá dlouhá srst šedivé barvy, na břichu světlejší, mu umožňuje dobře splynout s okolním prostředím. Ocas je pruhovaný pěti černými pruhy (Zaveloff 2002). Kvůli své dlouhé kvalitní srsti a hojnému rozšíření byl právě tento poddruh nejčastěji využíván k produkci kožešiny v kožešinových farmách (Frantz et al. 2005). Byl převezen do kožešinových farem v Evropě a Asii. Vypuštění a uprchlí jedinci vytvořili základ pro budoucí populaci mývala v Eurasii (Frantz et al. 2005; Anděra 2006; Gramlich et al. 2011).

3.2.1.2 Věk dožití a predátoři

Ve volné přírodě se mýval může dožít šesti až osmi let, avšak průměrný věk dožití je pouze 1,8 až 3,2 roku (Zeveloff 2002). Nejčastějšími důvody úhynu jsou: nemoc, sražení autem, predace či odlov člověkem (Gehrt & Fritzell 1999; Hohmann et al. 2001; Zeveloff 2002).

Jeho přirozenými predátory na americkém kontinentě jsou především puma americká (*Puma concolor* Linné, 1771), kojot prérijní (*Canis latrans* Say, 1823) a orli rodu *Haliaeetus* (Maehr & Brady 1986; Zeveloff 2002; Cepek 2004). V Eurasii pak hlavně velké šelmy jako vlk obecný (*Canis lupus* Linné, 1758) a rys ostrovid (*Lynx lynx* Linné, 1758). Vyšší mírou predace trpí mláďata mývalů, které loví také liška obecná (*Vulpes vulpes* Linné, 1758) a sovy rodu *Bubo* (Winter 2006; Muschik et al. 2009; Hohmann et al. 2001).

3.2.1.3 Potrava

Mýval severní je potravní oportunist (Wilson et al. 1997), upřednostňuje tu nejdostupnější potravu. Jakožto omnivor se živí jak rostlinnou, tak i živočišnou stravou. Loví korýše (Crustacea), měkkýše (Mollusca), obojživelníky (Amphibia), plazy (Reptilia), ptáky (Aves), hmyz (Insecta) i ryby (Osteichthyes), vybírá ptačí, želví i plazí hnízda, sbírá ovoce, bobule, kořínky, ořechy, kukuřici i zeleninu (Zeveloff 2002; Musilová et al. 2011; Parsons et al. 2013). Podíl jednotlivých komponentů se liší v závislosti na poddruhu, areálu výskytu i ročním období (Zeveloff 2002; Gehrt 2003; Parsons et al. 2013). Severněji se vyskytující poddruhy mají vyšší procento živočišné stravy (Zeveloff 2002).

Parsons et al. (2013) zkoumali populaci mývala na pobřeží státu Severní Karolína. Porovnali mývaly, kteří se vyskytovali v blízkosti lidských sídel, s mývaly žijícími dále od vlivu člověka. Zjistili značný rozdíl v poměru nestravitelných částic (např. písku, dřeva, mušlí a trávy) v žaludcích vyšetřených jedinců rozdělených do těchto dvou skupin. Ti žijící v blízkosti člověka měli v žaludku 75 % nestravitelných částic z celkového obsahu, kdežto druhá zkoumaná skupina pouze 17 %. Dále zaznamenali, že hlavní složkou potravy na podzim a zimu bylo ovoce, na jaře a v létě pak korýši. Míra predace ptáků se zdvojnásobila v období podzimu a zimy oproti jaru a létu a byla častější s rostoucí vzdáleností od lidských obydlí. Výrazně se lišila i rozmanitost skladby přijímané potravy, pestřejší ji měli mývalové žijící mimo lidská sídla.

V oblastech, kde během zimy klesá teplota pod bod mrazu, se mýval ukládá do nepravého zimního spánku (Lotze & Anderson 1979), proto v předchozích měsících zvyšuje energetický příjem a ukládá tukové zásoby (Pitt et al. 2008b). Dospělci svou váhu až zdvojnásobí, mláďata zvýší tukové rezervy o 120 % (Zeveloff 2002). Během zimy mýval ztratí až 50 % své hmotnosti (Pitt et al. 2006; Pitt et al. 2008b).

3.2.1.4 Prostorové nároky a sociální chování

Mýval severní je primárně přizpůsoben životu v lesních ekosystémech (Beasley et al. 2007; Chamberlain et al. 2007). Ovšem jeho populace dosahují vyšší abundance ve střídavě zalesněné krajině než v kontinuálně zalesněné (Oehler & Litvaitis 1996). Častěji se vyskytuje

v jehličnatých než listnatých lesích (Leberg & Kennedy 1988; Gehrt & Fritzell 1998a; Gehrt 2003).

Výskyt mývala je častější u nevysychavých vodních zdrojů než u těch nestálých (Heske & Ahlers 2016). Během studie probíhající v roce 2015 (Owen et al. 2015) se zjistilo, že při hledání potravy se mýval z 63–82 % vyskytoval v oblastech, které byly vzdálené 200 až 300 m od vodního zdroje. Dostupnost vodního zdroje má vliv i na výběr doupat (Henner et al. 2004), na agregaci domácích okrsků (Gehrt & Fritzell 1998b) nebo na jejich rozlohu (Beasley & Rhodes 2008).

Velikost domácích okrsků je variabilní dle distribuce dostupných zdrojů potravy, vody, úkrytů a dalších faktorů (Fretwell & Lucas 1969). Samci mají větší domovské okrsky než samice. Nejvýraznější rozdíl je v období páření, kdy zvýšením rozlohy domovského okrsku samci maximalizují šance na spáření se s více samicemi (Chamberlain et al. 2003; Kamler & Gipson 2003). Jádru domovského okrsku, ve kterém se nachází kritické faktory pro přežití jako např. zdroj vody a potravy a útočiště (Chamberlain et al. 2003), je u samců také větší, než bývá u samic (Owen et al. 2015). Rozdílná velikost jádra domovského okrsku je nejvýraznější v době porodu a odchovu mláďat, kdy je u samic minimalizovaná (Owen et al. 2015).

Přestože samci mají větší domovské okrsky, samice za den ujdou větší vzdálenost než oni. Rosatte et al. (2010) uvádí, že monitorovaní samci ušli průměrně 1,3 km a samice 1,8 km za noc. Dueser et al. (2013) naměřili 2,1 km ušlou vzdálenost za noc u samců a 3,5 km u samic. Beasley et al. (2007) zaznamenali, že samci v průměru za noc ušli 3,7 km a jejich domácí okrsek dosahoval v průměru 2,56 ha. Rozdílnost naměřených údajů je ovlivněna prostředím, rozmístěním potravních a jiných zdrojů, ročním obdobím, reprodukčním cyklem aj. (Chamberlain et al. 2003).

Dříve byl mýval klasifikován jako samotářsky žijící šelma (Fritzell 1977; Fritzell 1978), ale později u něj byla popsána sociální tolerance (Wehtje & Gompper 2011). Vykazuje určitou míru přizpůsobivosti. Může žít buď soliterně (Chamberlain & Leopold 2002), nebo značně seskupen na malém území (Gehrt & Fritzell 1997). Typické prostředí s vysokou densitou mývalů je urbanizovaná oblast (Prange et al. 2003). Ve městech je odhadována na 20 až 50 jedinců na 100 ha, kdežto v Národním parku Müritz v Německu, sekundární oblasti výskytu, je hustota osídlení pouze šest až osm jedinců na 100 ha (Hohmann et al. 2001). Vysvětlením je především dostupnost potravních zdrojů v osídlené oblasti (tzv. Resource dispersion hypothesis; Johnson et al. 2002). Čím více jsou potravní zdroje koncentrované, tím je vyšší densita mývalů a výraznější překryv domovských okrsků (Wehtje & Gompper, 2011). Studie vypracovaná Wehtje a Gompper (2011) tvrdí, že mýval dává přednost agregaci a kooperaci před striktně soliterním způsobem života. Ke stejnému závěru dospěli např. Gehrt et al. (2008) a Pitt et al. (2008a). Navíc úzce příbuzní mývalové spolu můžou sdílet domovský okrsek (Gehrt & Fritzell 1998b; Hisey 2014). Samci (bez závislosti na příbuznosti) utvářejí koalice a brání společné území, potravní zdroje a doupat (Gehrt & Fritzell 1998b; Gehrt et al. 2008; Pitt et al. 2008a). Toto chování je popsáno hlavně u bakalářských skupin (skupin mladých samců do dvou let věku), ale i u dospělých jedinců. Samice jsou k samcům spíše intolerantní, výjimkou je období páření (Gehrt & Fritzell 1998b, Kent & Tang-Martínez 2014). Přesto se jejich domácí okrsky obvykle značně překrývají celoročně (Gehrt & Fritzell 1997; Kamler & Gipson 2003).

Mýval severní využívá během roku různé úkryty v závislosti na početnosti (např. samice s mláďaty) a také na aktuálních klimatických podmínkách. Endres a Smith (2013) zjišťovali

preferenci mývalů při výběru úkrytu a došli k závěru, že skalní pukliny a podzemní nory jsou častěji využívány na podzim a v zimě, kdy je teplota nižší. Vypozorovali, že mláďata preferují podzemní doupata více než dospělí jedinci. A také že samice využívají úkrytů ve stromech častěji než samci.

K vnitrodruhové komunikaci slouží především pachové stopy (Gehrt 2003). Olfaktickou komunikací mývalů se zabývali Kent a Tang-Martínez (2014). Zjistili, že výrazně ovlivňuje prostorovou distribuci a chování samců. Mýval je schopen z pachu moči identifikovat konkrétního jedince. Rozlišit, zda-li si jsou navzájem příbuzní, mají společnou hranici domovského okrsku či jde-li o nově se vyskytujícího jedince. Tyto informace však není schopný rozlišit z pachu fekálií.

3.2.1.5 Reprodukce

V roce 2007 proběhla studie v národním parku Müritz na severovýchodě Německa v rámci projektu Waschbär, jejímž cílem bylo objasnit zatím ne úplně popsané sociální vazby mezi matkou a jejími mláďaty po dobu jednoho roku (Muschik et al. 2009).

Muschik et al. (2009) např. uvádí, že samice jsou schopné reprodukce již v desátém měsíci života, ale zabřeznou jen výjimečně. Většina samic se spáří až ve druhém roce života. Naproti tomu Prange et al. (2003), kteří studovali populaci mývalů na pobřeží v Severní Karolíně, zaznamenali, že žádná samice mladší dvou roků nebyla březí. Navíc samice ve studované populaci nezabřezávaly každý rok.

Samci pohlavně dospívají později, až v druhém roce života. K páření dochází od konce února do začátku března v závislosti na podnebí (Zeveloff 2002). Říje trvá čtyři až pět dní. Mýval je polygamní, samec se páří s více samicemi (Zeveloff 2002; Gehrt 2003). Samotnému páření předchází hlasité namlouvání trvajícím až hodinu. Pokud samice nezabřezne, nebo dojde k abortu, další říje proběhne za 80 až 140 dní (Muschik et al. 2009).

Březost trvá 63 až 65 dní, během které samice vyhledá doupě, které by bylo vhodné pro mláďata. Mýval není schopen si vyhrabat vlastní doupě (Zeveloff 2002). Burns (2006) zaznamenal, že z 300 sledovaných mývalů si 99 z nich našlo úkryt mezi kořeny stromů, 89 v dutinách stromů, 66 v podzemních norách, 29 ve starých hnízdech po veverkách a ptácích, 24 ve skalních puklinách a dva ve stodolách.

V tomto úkrytu porodí samice dvě až šest mláďat, v závislosti na prostředí, poddruhu a kondici matky. Většinou mohutnější poddruhy mají menší počet mláďat (dvě až čtyři) a ty blíže k rovníku zase více (Zeveloff 2002). Ve sledované oblasti státu Severní Karolíny, kde se vyskytuje poddruh mýval východní, byla zjištěna průměrná velikost vrhu 2,67 (Parsons et al. 2013). Větší četnost mláďat ve vrhu je pak vypozorována u mývalů v oblastech s větším procentem mortality, například tam kde probíhá intenzivní lov (Glueck et al. 1988; Zeveloff 2002).

Muschik et al. (2009) dále uvádí, že novorozená mláďata měří 10 cm a váží pouze 60 až 75 g, ale rychle přibírají na váze. Jsou hluchá, slepá a světle zbarvená, až na tmavé skvrny okolo zavřených očí. V 19. dnu po porodu otevírají poprvé oči. V sedmém až osmém týdnu začínají vycházet z doupěte, i když jen v doprovodu matky. Do 16. týdne sají mléko. Nevzdalují se od své matky na více než 100 m až do 20. týdne, kdy už samostatně opouštějí doupě.

První zimu přečkávají mláďata se svou matkou v doupěti. Z něj jsou během února vyhnána z důvodu nástupu reprodukčního cyklu samice. Dochází k tzv. nativní disperzi. Juvenilní jedinci se osamostatní od matky a hledají neobsazenou lokalitu. Naučené chování mláďat pro vyhledávání potravy a úkrytů může podporovat mývala k zdržování se v blízkosti místa narození (Dharmarajan et al. 2009; Santonastaso et al. 2012).

3.2.2 Nepůvodní oblasti výskytu

Kvůli postupující globalizaci se zvyšují počty invazních druhů mimo jejich původní oblast výskytu. Stejně tak mýval severní, který je původním druhem Severní a Střední Ameriky (Zeveloff 2002; Timm et al. 2008). Je invazním druhem, který se rozšířil do mnoha zemí po celém světě (Gehrt 2003; Ikeda et al. 2004; Anděra 2006; Bartoszewicz 2011). Hlavně v 19. a na začátku 20. století byl mýval severní ekonomicky významným kožešinovým druhem (Kamler & Gipson 2004). Proto byl z Ameriky převezen do Evropy a Asie, kde byl chován na kožešinových farmách (Frantz et al. 2005), či byl vypuštěn do volné přírody jakožto lovná zvěř (Aliev & Sanderson 1966). Také se stal oblíbeným zvířetem chovaným v zájmovém chovu, z něj však často unikal či byl úmyslně vypouštěn na svobodu (Gehrt 2003; Ikeda et al. 2004). Některým populacím se nepodařilo adaptovat novému habitatu a zanikly (Aliev & Sanderson 1966). Jiné populace byly úspěšnější, invadovaly se a nadále se šíří (Ikeda et al. 2004; Bartoszewicz 2011; Beltrán-Beck et al. 2012).

3.2.2.1 Západní a střední Evropa

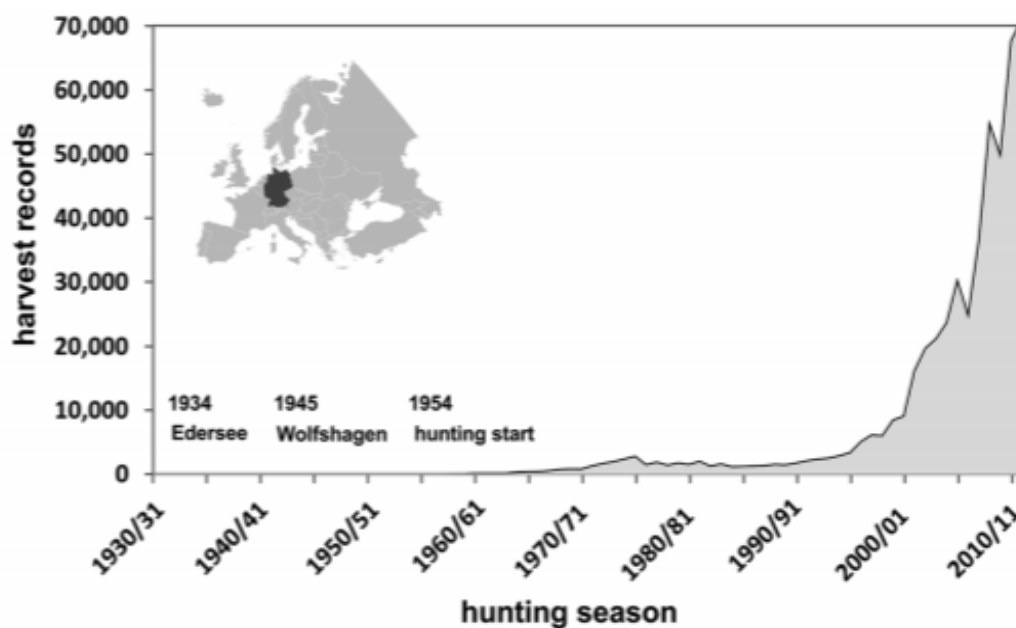
K prvnímu zdokumentovanému záměrnému vypuštění mývala severního došlo 12. dubna 1934 u jezera Edersee v Německu s úmyslem obohatit místní faunu. Byly vypuštěny dva páry (Lutz 1995; Leicht 2009). Druhou populaci vytvořila uprchlá skupina 25 mývalů z kožešinové farmy, která byla v roce 1945 zasažena při bombardování (Lutz 1995; Frantz et al. 2005).

V Německu zpočátku nedocházelo k šíření do okolních oblastí, ale postupně se navyšovala denzita populací, hlavně té v Braniborsku. Proto byl v roce 1954 povolen celoroční odlov mývala severního (Lutz 1996). I přes toto opatření se ale nadále zvětšoval areál výskytu a také početnost populace. V 70. letech už dosahovala do Polska, Rakouska, Nizozemska, Dánska, Francie a Švýcarska (Lutz 1984; Bartoszewicz et al. 2008; Gabryš et al. 2014). Během 80. a 90. let se dále rozšířil do Belgie, Lucemburska, České republiky, Slovenska, Maďarska, Itálie a Srbska (Obr. 2; Stubbe 1999; Červený et al. 2001; Cirovic & Milenkovic 2003; Winter 2006). Na přelomu tisíciletí také do Španělska (Beltrán-Beck et al. 2012).

Jak je zřetelné z mysliveckých záznamů Německa, až do druhé poloviny 90. let šlo relativně o konstantní počty odlovů (Hohmann et al. 2001; Fisher et al. 2016). Pak došlo k akceleraci expanze, která trvá dodnes (Obr. 3). Odhady populace z roku 2016 byly 800 000 až 1 000 000 jedinců na území Německa (Fisher et al. 2016). Nejvyšší denzita mývalů severních je v místech prvotní introdukce a na hranici Německa s Polskem (Nowakiewicz et al. 2016).



Obr. 2 Červené body značí potvrzený výskyt mývala severního v Evropě do roku 2006 (Zdroj: Winter 2006).



Obr. 3 Znázorňuje vzestupný trend počtu zástřelů v Německu. Vyznačené milníky dvou zvlášť introdukovaných populací (u jezera Edersee v roce 1934 a hromadný únik z kožešinové farmy ve Wolfshagen v roce 1945) a vydaného povolení k lovu v roce 1954. Vodorovná osa – lovecká sezóna, horizontální osa – počet ulovených mývalů (Zdroj: Fisher et al. 2016).

3.2.2.2 Východní Evropa

Je popsáno nejméně 26 lokalit, kde mezi lety 1936 až 1958 bylo nahlášeno vypuštění či únik mývala severního do volné přírody na území bývalého Sovětského svazu o celkovém počtu 1243 jedinců (Aliiev & Sanderson 1966). Především v oblasti Kavkazu (504 jedinců), v oblasti Dálného východu Ruska (489 jedinců), v Bělorusku (130 jedinců) a v Ázerbájdžánu (120

jedinců). V roce 1964 byla populace na území bývalého Sovětského svazu odhadovaná na 40 000 až 45 000 jedinců (Aliev & Sanderson 1966). Po rozpadu Sovětského svazu nebyly provedeny studie a monitoring na území jednotlivých států, a proto nejsou k dispozici v současnosti odhady velikosti populace (Heptner & Sludskii 2002).

Kromě Ruska, Ázerbájdžánu a Bělorusku je mýval dodnes rozšířen v Ukrajině, Gruzii, Litvě a Lotyšsku. Prozatím není potvrzena populace ve Finsku (Winter 2006).

3.2.2.3 Japonsko

V Japonsku, na rozdíl od předchozích dvou oblastí, došlo k introdukci mývala nechtěně. Na japonských ostrovech nebyly žádné kožešinové farmy, ani lov zde není populární. Zato však mýval severní byl a stále je chován v zoologických zahradách a zájmových chovech, a to mj. pro svůj roztomilý vzhled (Ikeda et al. 2004). Docházelo k únikům, jelikož byl podceněn intelekt a schopnosti tohoto zvířete. Prvním zaznamenaným únikem jedince ze zoologické zahrady je z roku 1962 v prefektuře Aichi, v roce 1982 pak v prefektuře Gifu ze zájmového chovu (Ikeda et al. 2004). V osmdesátých letech úniků přibývalo.

Na přelomu tisíciletí byl výskyt mývala zaznamenán ve 42 ze 46 prefektur Japonska (Ikeda et al. 2004). Je nejvíce hojným mezokarnivorem na ostrově Hokaido (Suzuki et al. 2003). K nejrychlejší kolonizaci nového území dochází v zemědělsky využívaných oblastech, např. v prefektuře Kanagawa (severní hranice společná s prefekturou Tokio) došlo v letech 2001 až 2003 ke zdvojnásobení invadovaného území (Hayama et al. 2006).

3.2.3 Rizika spojená s introdukcí

CBD (2002) uvádí nepůvodní invazní druhy jako druhou největší příčinu ztráty biodiverzity. Studium vlivu nepůvodních druhů na oblast nového výskytu je klíčová pro zhodnocení jejich impaktu a následné zařazení do kategorie invazních organismů. Tyto kategorie určují prioritu managementu. Zároveň díky těmto poznatkům lze efektivněji zpracovat plán prevence a určit, které oblasti jsou s ohledem na chráněné původní živočichy a rostliny nejrizikovější k invazi a vyžadují zvýšenou kontrolu a ostražitost.

Dále budou přiblížené konkrétní zjištěné důsledky impaktu mývala severního.

3.2.3.1 Ekologické následky

Doposud nebyly zcela vyjasněny mezidruhové vztahy a dopad impaktu na naše původní druhy. Anděra a Gaisler (2012) předpokládali, že mýval severní je potravní (a možná i stanovištní) konkurent pro lišku obecnou, lasici kolčavu (*Mustela nivalis* Linné, 1766), lasici hranostaj (*Mustela erminea* Linné, 1758), kunu lesní (*Martes martes* Linné, 1758), kunu skalní (*Martes foina* Erxleben, 1777) a jezevce lesního (*Meles meles* Linné, 1758). Vzhledem k velké variabilitě osídleného prostředí mývalem severním se předpokládá, že nejvíce rozhodující faktor bude dostupnost potravy (Fiderer et al. 2019). Proto mýval severní dává přednost blízkosti vodního toku či zemědělsky obhospodařené krajině před lesem či volným

prostranstvím. Proti tomu je výrazná preference lesa u lišky obecné i jezevce lesního, jak ukázal výzkum preferencí habitatu u těchto vybraných druhů v Braniborsku (Německo; Fiderer et al. 2019). Z toho lze usuzovat, že by konkurenční tlak na tyto druhy nemusel být výrazný, avšak ne zcela zanedbatelný, vzhledem k menší míře překryvů společných nik.

V lesních a břehových ekosystémech se předpokládá, že vytváří predační tlak na u nás ohrožené obojživelníky, plazy a raky (Musilová et al. 2011; Anděra & Gaisler 2012). Na našem území je zaznamenaný výskyt mývala severního v oblasti výskytu izolované populace kriticky ohrožené užovky stromové (*Zamenis longissimus* Laurenti, 1768) v údolí Ohře. Lze předpokládat, že bude vystavena zvýšenému predačnímu tlaku, kvůli kterému se ještě ztenčí šance na její záchranu (Musilová et al. 2011).

Byla zaznamenána predace na želvích vajíčkách (Garrott et al. 1993; Jennings et al. 2006). Především se jedná o studie predace vajec mořských želv (Engeman et al. 2003; Garmestani & Percival 2005). Avšak Schneeweiss a Wolf (2009) popsali predaci mývala severního také na vejcích sladkovodní želvy bahenní (*Emys orbicularis* Linné, 1758) v Německu. Želva bahenní je jediná volně se vyskytující střeoevropská želva. U nás se zřídka vyskytuje na jižní Moravě, v ČR je chráněna jako kriticky ohrožený druh (Moravec et al. 2015). Přestože u našich raků predace zatím popsána nebyla, v Itálii byla potvrzena na původním raku bledonohém (*Austropotamobius pallipes* Lereboullet, 1858), kde se jedná o chráněný druh (Boscherini et al. 2019).

Nejlépe zaznamenané a popsané jsou predace a vliv na fertilitu u na zemi hnízdících ptáků. Nejenom vykrádáním vajec, ale také požíráním mláďat (Miller & Leopold 1992; Heske et al. 2001; Gehrt 2003; Schmidt 2003; Ellis et al. 2007). V Evropě byla popsána predace hnízd ptáků v Pomořansku (Polsko), kde v oblasti jezer byl zaznamenan významný negativní dopad na tamější kolonie kachen, rybáků, racků a jiných vodních ptáků (Mohr & Autczak 2011). Naopak v Německu nebylo zjištěno, že by klesající stavy populace ptáků měly být důsledkem zvyšující se denzity mývalů, a tedy i předpokládané predace hnízd, ale kombinací dalších faktorů a příčin mající vliv na populaci ptáků jako například úbytek potravy, disturbance prostředí nebo lidský faktor (Engelmann et al. 2011). U nás proběhly dva projekty na monitoring nepůvodních šelem v oblasti jižní Moravy (mývala severního, norka amerického a psíka mývalovitého), avšak predace na zkoumané hnízdní kolonie ptáků nebyla u mývala severního potvrzena, přestože se v oblasti vyskytuje (projekt Neovision a Neovision II; ALKA 2020).

3.2.3.2 Ekonomické ztráty

Obecně škody invazních druhů jen na území Evropské unie byly v roce 2014 odhadnuty na 12 mld eur ročně, tj. přibližně 330 mld korun. Globálně jsou odhady nákladů za stejný rok 1,4 bilionů USD (Plesník 2014). Přitom tyto odhady jsou jen značně orientační, jelikož je prakticky nemožné určit jaký rozsah škod je způsoben právě jen invazními druhy, či měly jen částečný vliv. Navíc, narušení biodiverzity a z toho pramenící důsledky je natolik komplexní a složitý proces, že zde nelze adekvátně vyhodnotit finanční důsledky a náklady.

Mezi náklady, které lze vyčíslit, jsou např. způsobené hmatatelné škody. Michler a Hohmann (2005) odhadli, že škody na domě po osídlení mývalem se pohybují kolem tisíce eur,

dle rozsahu poškození. Především se jedná o ucpané komíny, znehodnocení majetku močí a výkaly, zničení střešní izolace, případná asanace atd. Běžné je vyhrabání odpadků, poškození popelnice či krádeže krmiva určené pro domácí zvířata (Bozek et al. 2007; Beasley & Rhodes 2008). V Severní Americe je považován za nejvíce chronického škůdce (Conover 1987).

Vzhledem k častému výskytu v oblastech se zemědělským využitím může docházet ke ztrátám úrody a poškození plodin. Častá je škoda na zahradách, ovocných sadech, kukuřičných polích a vinohradech (Hohmann & Bartussek 2011). Michler a Michler (2012) zhodnotili případné škody jako nevýrazné. Ke stejnému závěru došla i studie z Kanady (Rivest & Bergeron 1981). Avšak je zde předpoklad, že ve vinařských oblastech budou hospodářské ztráty nezanedbatelné (Michler & Michler 2012). Naproti tomu existují studie, které se shodují, že způsobené škody jsou značné (Conover 1987; Gehrt 2003; Beasley & Rhodes 2008).

3.2.3.3 Zoonózy

Volně žijící zvířata jsou reservoárem zoonóz nebezpečným pro člověka i domácí zvířata (Kazacos 2001; Kruse et al. 2004). Mýval je kvůli svému statusu invazního druhu brán v potaz také jako potenciální vektor pro infekční a zoonotická onemocnění v Evropě (Beltrán-Beck et al. 2012). Zde jsou příklady vybraných nejčastějších a nejrizikovějších onemocnění.

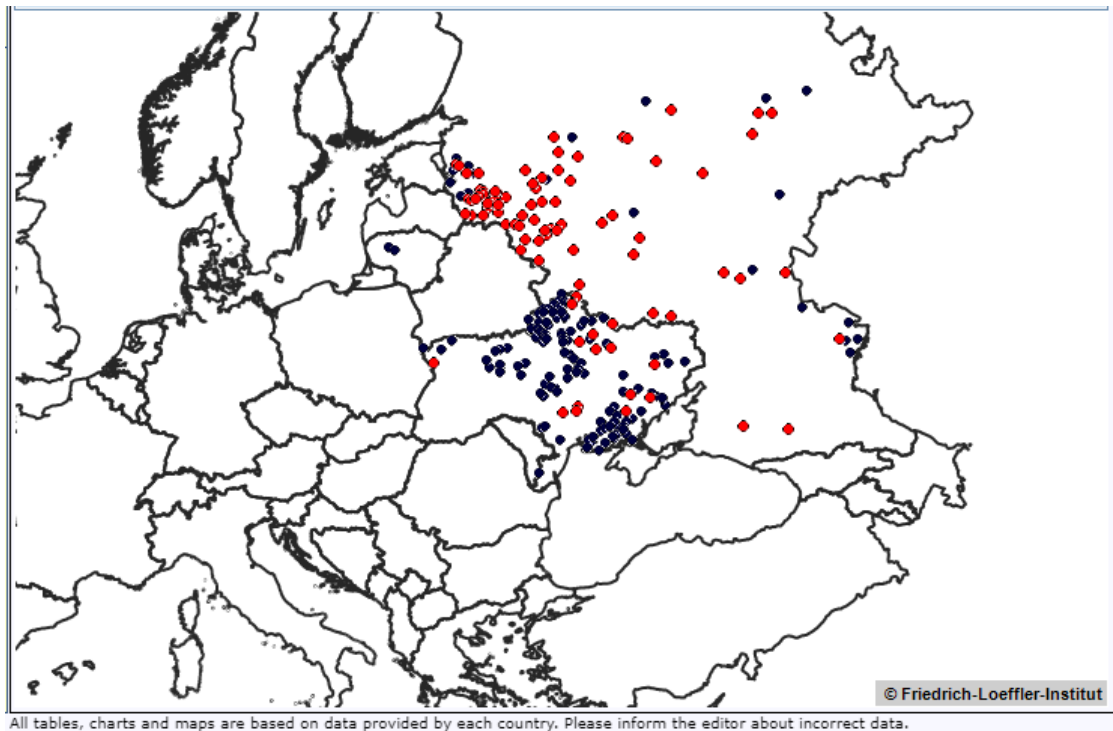
Virové. Mýval severní může být přenašečem canine distemper virus (CDV, způsobuje psinku), hepatitis E virus (HEV, způsobuje hepatitidu E) a Lyssavirus (způsobuje vzteklinu).

Psinka je nejrozšířenější onemocnění mývala, jelikož jsou k viru velmi vnímaví a nakažení jedinci jsou vysoce infekční. Proto se nákaza rychle šíří populací (Connolly 1986). Nakazit se mohou i jiné druhy šelem (Roscoe 1993). V roce 2007 byli zachyceni první jedinci s psinkou v Evropě, a to v Braniborsku (Michler & Köhnemann, 2008). V letech 2012 až 2013 proběhl sběr vzorků u 97 jedinců žijících na periferii města Berlín. 74 z nich bylo pozitivních na protilátky (tj. 76,3 %; Renteria-Solis et al. 2014).

Vzteklina je patogenní pro všechny teplotokrevné obratlovce, avšak vnímavost je dána sérotypem viru (Faber et al. 2009). Může se přenášet i mezidruhově (Vos et al. 2013). Nejrozšířenějším je sérotyp 1, který je právě patogenní i pro mývala. Při epidemii mu podlehnou až 85 % populace (Blanton et al. 2007).

V Severní Americe byla vzteklina značně rozšířená, především na východním pobřeží. V 70. letech se dále šířila na sever a počet nálezů stále rostl, proto se přistoupilo k vakcinačnímu programu. Je považován za úspěšný, i když se nepodařilo vzteklinu zcela potlačit (Blanton et al. 2007). Dodnes jsou preventivně očkována volně žijící zvířata pomocí návnad s perorální vakcínou (CDC 2019).

Naproti tomu v Evropě se úspěšně podařilo eradikovat vzteklinu v mnoha státech Evropské unie. Proto i populace mývala severního ve střední Evropě je bez záznamu. Avšak situace ve východní Evropě je jiná. Ojedinelý je výskyt dvou jedinců v Litvě v roce 2004. Od roku 2000 do 2014 bylo na Ukrajině hlášeno 122 případů a v evropské části Ruska 22 jedinců. Od roku 2015 do roku 2019 došlo k výraznému poklesu na Ukrajině (15 jedinců), ale zvýšení v Rusku (74 jedinců; Obr. 4; <<https://rbe.fli.de/site-page/queries>> citováno 8.2.2020).



Obr. 4 Mapa výskytu vztekliny u mývala severního v Evropě. Modré tečky – 2000 až 2014; červené tečky – 2015 až 2019 (Zdroj: <https://rbe.fli.de/site-page/queries>, vlastní úprava).

Hepatitis E je také přenosná na člověka, nejčastěji dojde k přenosu ze zvíře (Tei et al. 2003). Studie v roce 2018 popsala, že 43 mývalů z 80 bylo pozitivních při sérologickém vyšetření na antigeny, avšak samotný vir RNA nebyl v jedincích potvrzen (Dähmert et al. 2018) Tzn. že mýval, stejně jako zkoumaní psi, kočky a psíci mývalovití, nemoc prodělá, ale je schopen se plně zotavit.

Protozoa. *Toxoplasma gondii* je vnitrobuněčný parazitický prvok, jejímž mezipřevoditelem může být jakýkoli teplokrevný živočich (Jones et al. 2014). Byla zjišťována prevalence na území všech deseti federativních států Německa a zjistilo se, že v roce 2017 se pohybovala od 21,7 % až 53,3 % (bylo testováno celkem 433 jedinců s různým poměrem zastoupení v jednotlivých státech; Heddergott et al. 2017). V Braniborsku tato studie zaznamenala 37,4% prevalenci. K podobným výsledkům došla také studie Kornacka et al. (2018), která u stejné populace zjistila 33% prevalenci. Dále u zkoumaných jedinců z Polska 40% prevalenci a ze 17 zkoumaných mývalů z Olomouckého kraje jich pozitivních bylo osm (tedy 47,1% prevalence).

Hlístice. Škrkavka mývalí (*Baylisascaris procyonis* Stefanski et Zarnowski, 1951) je nejběžnějším endoparazitem mývala severního. Ten figuruje jako definitivní hostitel, kterým ale může být i pes domácí (*Canis lupus f. familiaris* Linné, 1758; Bowman et al. 2005; Kazacos et al. 2011). Paratenickým hostitelem, pro kterého může nákaza být fatální, může být přes sto druhů ptáků a savců, včetně člověka (Murray 2002; Blizzard et al. 2010).

Na území USA je značný rozdíl v prevalenci v jednotlivých státech, avšak platí, že je spíše vysoká, a to nejvíce v horských oblastech Kentucky a Virginie, kde dosahuje až 82 % (Kazacos 2001; Owen et al. 2004). V Evropě se výsledky studií také liší. Populace, která

vznikla šířením se ze středního Německa (introdukce 1934 u jezera Edersee) má poměrně vysokou prevalenci nákazy, 39 až 71 % (Winter et al. 2005). Stejně tak Sasko, kde v roce 2018 bylo zaznamenáno 75 % pozitivních jedinců (Renteria-Solis et al. 2018). Oproti tomu populace na severovýchodě Německa a na západě Polska hlásí pouze sporadické nálezy. Až v roce 2011 a 2014 byl potvrzen pozitivní nález u několika málo jedinců (Popiołek et al. 2011; Karamon et al. 2014). Ve velké studii probíhající od roku 2008 do roku 2013 bylo vyšetřeno celkově 762 jedinců z Braniborska a všichni byly negativní na škrkavku mývalí (Schwarz et al. 2015). Ani v České republice zatím nebyla potvrzena.

4 Metodika

4.1 Sběr dat

Data o odlovu mývala severního byla pro tuto práci zpracována z výkazů pro Ministerstvo zemědělství (MZe) České republiky Mysl 1-01, tedy Ročního výkazu o honitbách, stavu a lovu zvěře. Uživatel honitby každoročně vyplňuje a odevzdává výkaz o honitbě na obecním úřadě obce s rozšířenou působností (ORP), která má ve své působnosti jím spravovanou honitbu. Tento úřad sumarizuje data a přepošle je na příslušný krajský úřad, který předá zpracované výkazy za celý kraj ÚHUL a MZe. Výkazy jsou zpracované Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHUL), což je organizační složka státu zřízena MZe. Ty jsou užívány orgány správních úřadů a také Českým statistickým úřadem.

Mysliverok začíná 1. dubnem a končí 31. březnem následujícího roku, což je definováno v Zákoně o myslivosti č. 449/2001 Sb. v § 36. Honitbář má povinnost vyplnit a odevzdat hlášení nejpozději do předem stanoveného dne (většinou v polovině dubna). Obecní úřady předávají krajskému úřadu ideálně do konce června, ale v praxi kvůli připomínkám a chybám jsou v pořádku preposlány až v srpnu či září. Krajské úřady musí zaslat zkontrolované výkazy v požadovaném uskupení a řazení do konce roku. Správce ÚHUL pak informace zveřejní v průběhu začátku nového roku, většinou v únoru nebo březnu.

Mýval severní může být loven celoročně pouze mysliveckou stráží podle Zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti, § 14 písm. f. Avšak lze stanovit výjimku ze Zákona č. 114/1992 Sb., a to podle § 5 odst. 6, vydáním vyhlášky obcí s rozšířenou působností. Ta se může vztahovat na konkrétní honitbu, nebo na celé spravované území.

Do ročního výkazu odevzdaným honitbářem je mýval severní uveden v kategorii „lov dalších živočichů“ společně např. s nutrií říční, psíkem mývalovitým či toulavým psem a kočkou. Nahlášení by měli být všichni jedinci, kteří byli odloveni, ale i srazení autem či nalezení již mrtví.

Původní cíl práce byl zpracovat a analyzovat data z výkazů jednotlivých honiteb v Čechách, aby areál výskytu byl co nejpřesnější a zaměřen pouze na populaci mývala severního v severozápadních Čechách. Proto byly 6. dubna 2019 podány žádosti na základě Zákona č. 123/1998 Sb., o právu na informace o životním prostředí, na podatelny krajského úřadu Ústeckého, Karlovarského, Plzeňského, Jihočeského, Středočeského, Libereckého, Pardubického a Královéhradeckého kraje, kraje Vysočina a na podatelnu magistrátu hlavního města Prahy. V žádosti byl požadavek na poskytnutí dat pocházejících z myslivecké statistiky vztahovaných k odstřelu mývala severního od mysliveckého roku 2008/2009, a to formou vypsání honiteb, ve kterých byl nahlášen odlov, se sdělením počtu ulovených kusů.

Tento záměr se později ukázal jako nereálný, a to hlavně z důvodu komplikovaného a administrativně náročného sběru dat. Krajské úřady Pardubického, Královéhradeckého, Ústeckého a Karlovarského kraje informaci neposkytly s odůvodněním, že poskytnutí údajů získaných a zpracovaných pro statistické účely se řídí podle ustanovení § 1 odst. 2 Zákona o právu na informace o životním prostředí zvláštním právním předpisem, tj. Zákonem č. 89/1995 Sb., o státní statistické službě, a tudíž nepodléhá jejich kompetenci vyhledání a odeslání statistik. Na základě toho jsem byla vyzvána se obrátit přímo na Český statistický úřad. Zde by mi byly informace poskytnuty, avšak s poměrně dlouhou čekací lhůtou několika měsíců a

značně zpoplatněné. Z toho důvodu jsem se obrátila se stejnou žádostí i na příslušné obecní úřady ORP v těch krajích, kde mi informace nebyly poskytnuty.

Komunikace s úřady ORP probíhala převážně emailem, ale také telefonicky a v několika případech i osobně. Zisk dat byl úspěšný u většiny úřadů a navíc, díky osobnějším přístupům se řada úředníků podělila o svoje postřehy z lovu a záznamy z fotopastí. I když tyto neoficiální informace není možné využít pro tuto práci, přesto se jedná o možný zdroj zisku informací a zlepšuje přehled. A to nejen o areálu výskytu, možnostech pozorování pobytových znaků z praxe, monitoringu za využití fotopastí, ale hlavně poskytuje náhled na vnímání invazních živočichů samotnými řádovými myslivci a honitbáři, který se často neshoduje s doporučeními a poznatky vědeckých pracovníků.

Přesto 31. října 2019 stále nebyly poskytnuty výkazy za honitby v 16 ORP. Navíc, vzhledem k rozdílným skartovacím lhůtám, u dalších pěti nebylo možné získat výkazy za myslivecký rok 2008/2009 a 2009/2010. Zpracování dat také komplikují občasně změny v honitbách, jejich slučování či naopak rozdělování, přejmenování a změny vymezení hranic a tím i změny rozlohy.

Z těchto všech důvodů a po konzultaci se zástupcem ředitele pobočky ÚHUL v Brandýse nad Labem Ing. Leošem Mackem bylo v listopadu 2019 rozhodnuto o změně cíle práce. Namísto zpracování statistik za jednotlivé honitby bylo ustoupeno ke zpracování celkových výkazů za ORP. Ty sice nejsou tak přesné v lokaci odlovů, ale jsou volně přístupné na webových stránkách ÚHUL v sekci Katalog datových informací SIL (<http://eagri.cz/public/app/uhul/SIL/sil-typ-plochy.cshtml>) a navíc ve sledovaném období nebyly provedeny změny v administrativním členění či vymezení hranic. K dispozici byly výkazy od mysliveckého roku 2011/2012 do 2017/2018 pro jednotlivé ORP.

4.2 Zpracování dat

Na území ČR je v současnosti vymezeno 14 samosprávních krajů (včetně hlavního města Prahy) pod které spadají dílčí celky – obce s rozšířenou působností (ORP). Těch je celkem 205 a mají rozlohu od 44 km² (ORP Český Těšín) do 1 242 km² (ORP Znojmo). Nejvíce ORP je ve Středočeském kraji (26 ORP s celkovou rozlohou 11 017 km²) a nejméně naopak v Karlovarském kraji (sedm ORP s celkovou rozlohou 3 314 km²). Údaje o rozloze ORP (potažmo krajů, České republiky) byly převzaty z veřejně přístupných dat Českého statistického úřadu (2017).

Pro zpracování získaných údajů byly využity funkce v rozšířené nabídce MS Excel 2017. Byla vypočtena relativní denzita mývalů severních odlovených na územích ORP jakožto počet jedinců na 100 ha. Výsledky denzity byly zaokrouhleny na čtyři desetinná místa.

Data byla zpracována do celkem 24 excelových kontingenčních tabulek, se kterými bylo dále pracováno. Tyto tabulky byly výchozí pro další grafické zpracování. V případě grafů v softwaru MS Excel, mapy byly zpracovány v programu QGIS 3.10 (Geographical Information Systems) s využitím ESRI dat. Přes relativně velké rozdíly v rozloze mezi ORP a častých nízkých počtů zaznamenaných odlovů nebyla žádná data vynechána.

Pro grafické zpracování byla data uspořádána do následujících sedmi tříd dle počtu nahlášených jedinců na 100 ha:

- 1) žádný výskyt, 0;
- 2) velmi řídký výskyt, 0,0001 – 0,001;
- 3) řídký výskyt, 0,0011 – 0,005;
- 4) občasný výskyt, 0,0051 – 0,01;
- 5) častý výskyt, 0,011 – 0,05;
- 6) častější výskyt, 0,051 – 0,1;
- 7) vysoký výskyt, 0,1 – 0,5.

Oproti stanoveným třídám ve studii Fisher et al. (2016), která zkoumala denzitu odlovu mývala severního v Německu a je předlohou pro tuto práci, jsou třídy o menším rozsahu a pouze do hodnoty 0,5 jedince na 100 ha. Důvodem je kratší doba od počáteční introdukce v ČR a tím i nižší denzita populací, než tomu je v Německu.

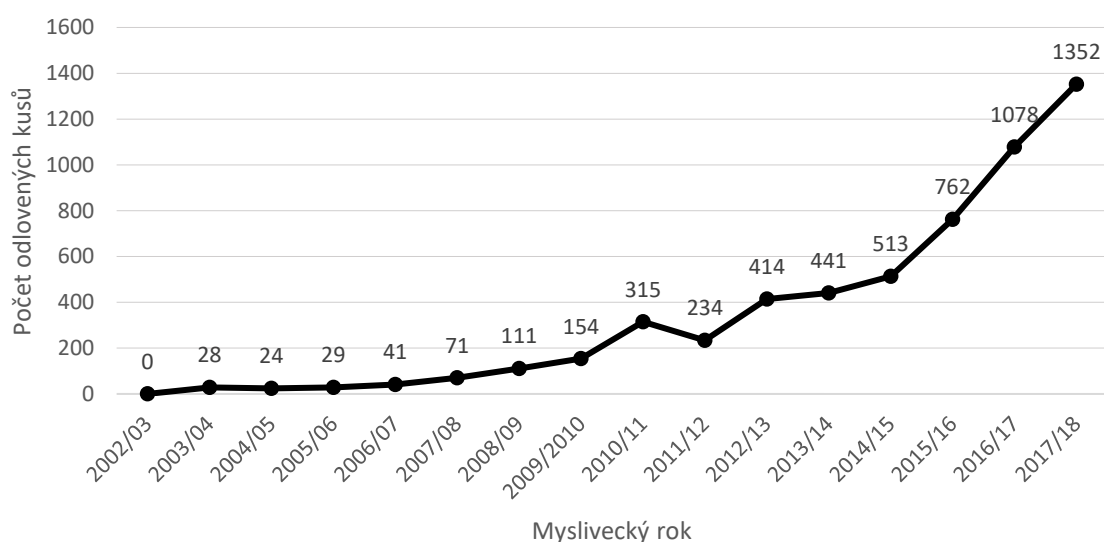
Byly zvláště vybrány ty ORP, které ve všech třech posledních vyhodnocených období měly nahlášené odlovy mývala severního. V programu QGIS 3.10 zpracovaná mapa zvýrazňující tyto ORP. Tím jsou zřetelně zaznamenány katastry, na kterých je hlášen pravidelný odlov mývala severního, a tudíž i značící vyšší pravděpodobnost k výskytu etablované populace.

5 Výsledky

Byly zkompletovány údaje o odlovu z 205 ORP ze sedmi po sobě následujících období (1. dubna 2011 až 31. března 2018), tedy ze 1435 mysliveckých výkazů Mysl 1-01. Na území hlavního města Prahy nebyl ve sledovaném období evidován výskyt ani odlov tohoto druhu, proto není dále zmiňováno ani začleněno do statistik.

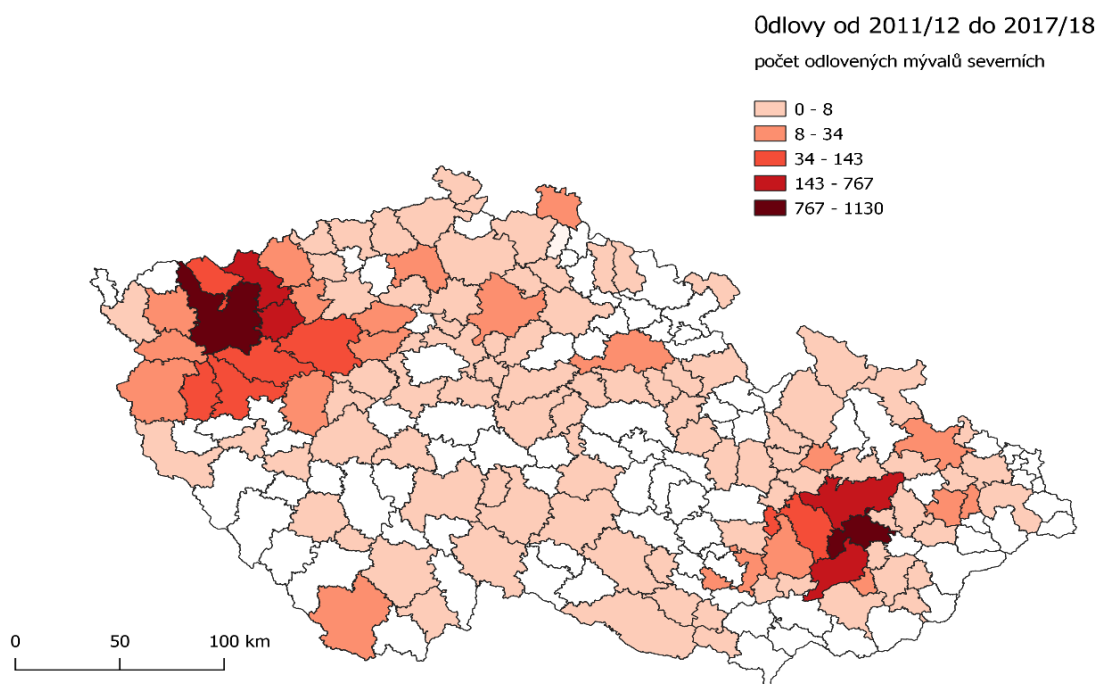
5.1 Absolutní hodnoty

První odlovy byly hlášené v mysliveckém roce 2003/2004 (Obr. 5). V následujících letech hlášených odlovů přibývá. V mysliveckém roce 2011/12, nejstarším sledovaném období v této práci, byl v ČR nahlášen odlov 234 mývalů severních, v mysliveckém roce 2017/18 už 1352 hlášených odlovů. Za sedm let tedy došlo k nárůstu odlovených mývalů o 244,55 %.



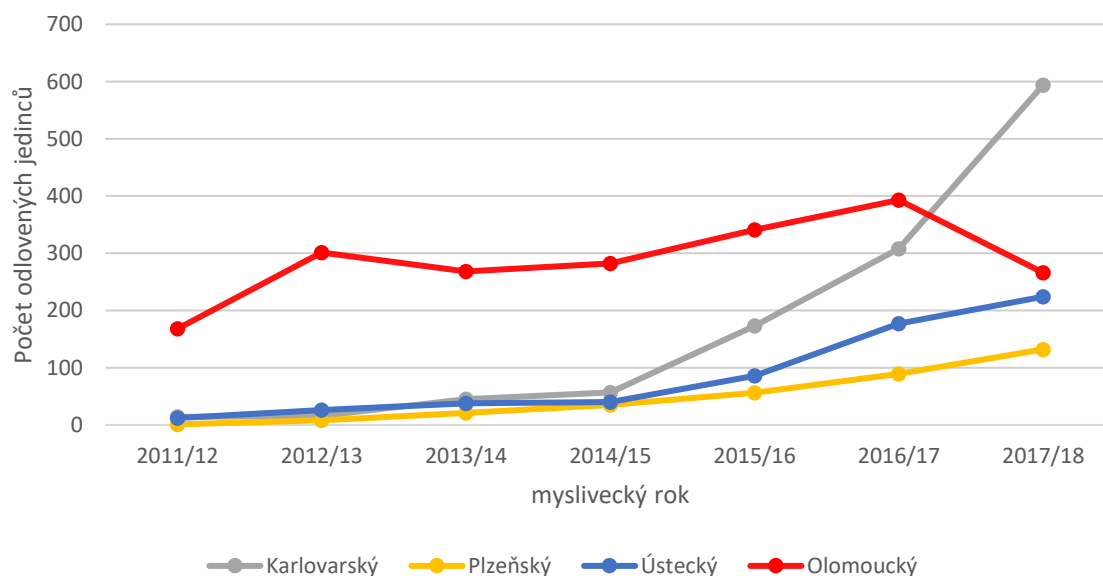
Obr. 5 Počty odlovených mývalů severních v ČR vykázaných v ročních hlášeních Mysl 1-01 pro MZE od mysliveckého roku 2002/03, kdy byl poprvé odloven na našem území (vlastní úprava).

Alespoň jednou byl mýval severní v letech 20011/12 až 2017/18 vykázan ve 118 ORP, přičemž rozloha těchto ORP činí 68,25 % území České republiky (Obr. 6). Pozitivní záznam v alespoň dvou po sobě jdoucích období byl u 53 ORP – u osmi ORP Středočeského, Ústeckého a Olomouckého kraje, šesti ORP Plzeňského kraje, pěti ORP Moravskoslezského kraje, čtyř ORP Karlovarského, Libereckého a Královéhradeckého kraje, tří ORP Zlínského kraje a po jedné ORP v Jihočeském, Pardubickém a Jihomoravském kraji. V kraji Vysočina zatím nebyl ve stejné ORP hlášen odlov mývala severního ve dvou obdobích po sobě.



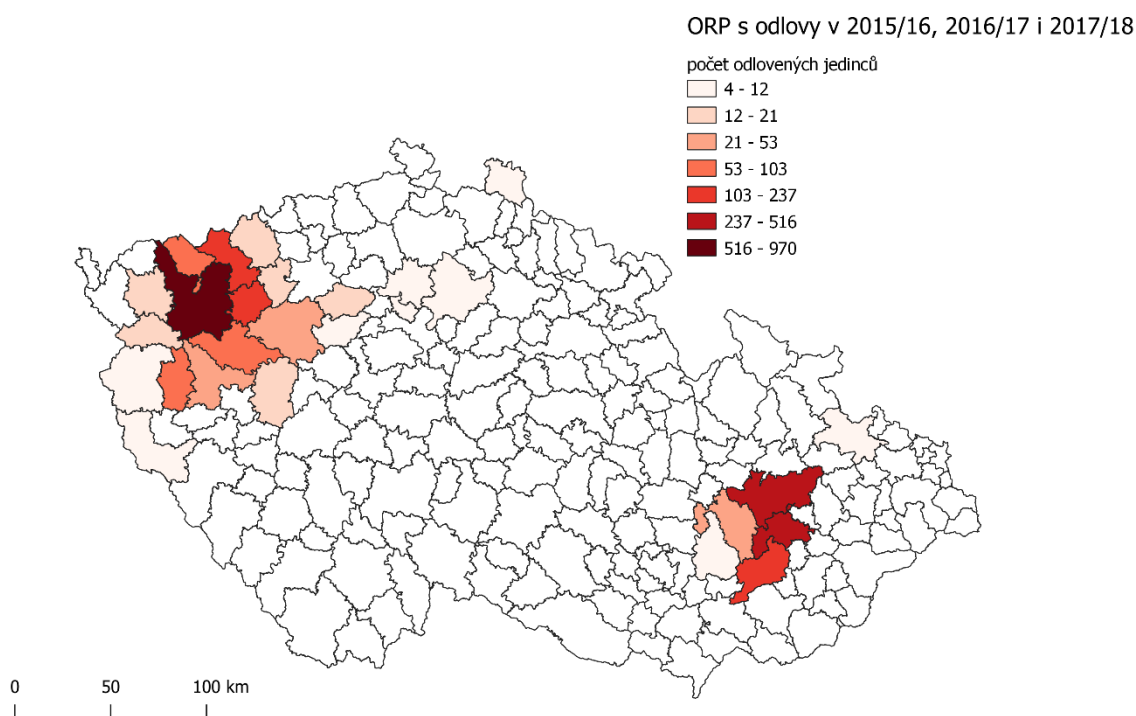
Obr. 6 Mapa ČR s znázorněnými ORP, kde byl mezi 2011/12 až 2017/18 hlášen odlov mývala severního. Počet jedinců je součtem všech odlovených kusů za sledované období v ORP (vlastní úprava).

V posledním sledovaném roce bylo nad sto hlášených odlovů v Plzeňském, Karlovarském, Ústeckém a Olomouckém kraji (Obr. 7). Největší nárůst od roku 2011/12 do 2017/18 byl v Karlovarském kraji, o 4 142,86 %.



Obr. 7 Počet odlovených mývalů severních ve vybraných krajích od 2011/12 do 2017/18 (vlastní úprava).

Pro podrobnější zpracování byly vybrány pouze ty ORP, ve kterých byl hlášen odlov ve všech posledních třech letech, tedy za myslivecké roky 2015/16, 2016/17 a 2017/18. Těch bylo pouze 27 a jejich souhrnná rozloha činí 14 802 km², jedná se tedy o 19,72 % území České republiky. Těmito ORP jsou: Kladno, Mělník, Mladá Boleslav, Neratovice, Rakovník, Slaný, Domažlice, Kralovice, Nýřany, Rokycany, Stříbro, Tachov, Karlovy Vary, Mariánské Lázně, Ostrov, Sokolov, Chomutov, Kadaň, Podbořany, Žatec, Frýdlant, Vyškov, Olomouc, Prostějov, Přerov, Kroměříž a Opava (Obr. 8). Zvlášť jsou v přílohách uvedeny grafy s těmito vyjmenovanými ORP, přičemž jsou sledovány záznamy od mysliveckého roku 2011/12 do roku 2017/18, uspořádány po skupinkách dle krajů. Ke každému grafu je také uvedena tabulka s počty odlovených jedinců (Příloha I až VI).



Obr. 8 Znárodnuje, které ORP měly v každém z posledních tří sledovaných období hlášený alespoň jeden odlovený kus mývala severního. Barevně odlišeno podle celkově ulovených kusů za roky 2015/16, 2016/17 a 2017/18 (vlastní úprava).

5.2 Denzita nahlášených odlovů

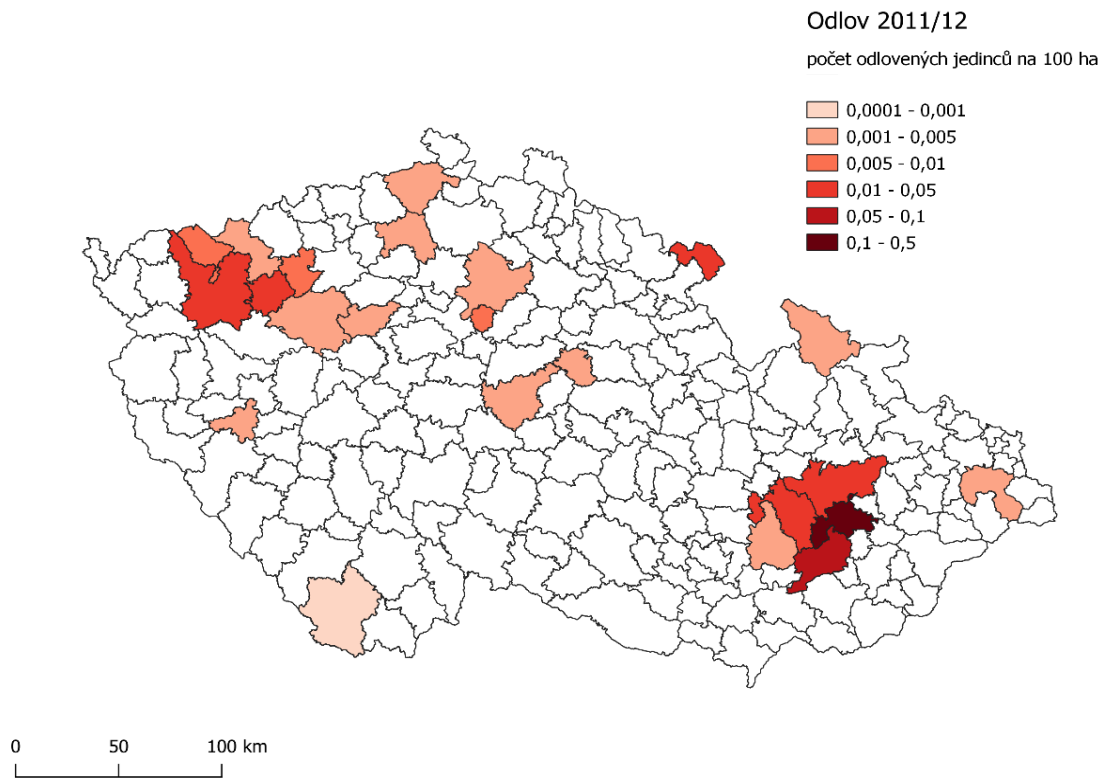
Výpočtem relativní denzity pro každou ORP lze lépe porovnat invadované území než absolutními odlovy. Porovnáním změn hustoty populací se dá sledovat trend a směr expanze. Nejdůležitější je ale k posouzení ohnisek populací.

Hustota odlovených kusů na 1 km² (neboli na 100 ha) v mysliveckém roce 2011/12 byla nejvyšší v Olomouckém kraji (0,0319 mývala na 100 ha). V tomto kraji bylo nejvyšší denzity dosaženo v mysliveckém roce 2016/17 (0,0746 jedince na 100 ha), avšak v posledním zkoumaném období poklesla na 0,0505 jedince na 100 ha. Největšího nárůstu bylo dosaženo v Karlovarském kraji. Z 0,0048 jedince na 100 ha v mysliveckém roce 2011/12 až na 0,1792

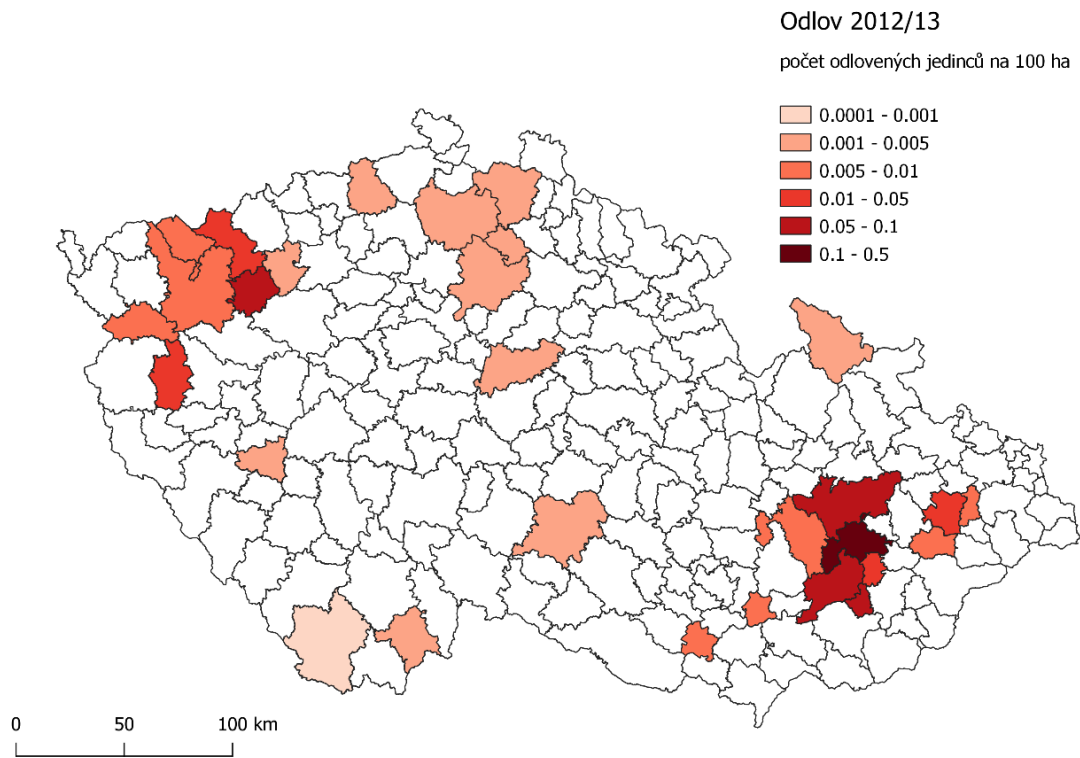
jedince na 100 ha v mysliveckém roce 2017/18. To je 2 733,33% nárůst. Konkrétně ORP Karlovy Vary, která má rozlohou 1196 km², vykazala v mysliveckém roce 2011/12 odlov 12 kusů (densita 0,01 jedince na 100 ha) a v roce 2017/18 už 535 jedinců (densita 0,4473 jedinců na 100 ha), tedy o 3473 % větší densita. Také v Ústeckém kraji došlo k výraznému zvýšení z 0,0049 jedince na 100 ha v roce 2011/12 na 0,042 jedince na 100 ha v posledním sledovaném období.

I Zlínský kraj vykazuje vysoké počty odlovů, a tedy i relativně vysokou densitu, avšak zde 280 odlovů z celkových 311 za celé sledované období je hlášeno pouze z ORP Kroměříž. Proto densita kraje v mysliveckém roce 2017/18 je 0,0144 mývala na 100 ha, ale v ORP Kroměříž je 0,1142 mývala na 100 ha.

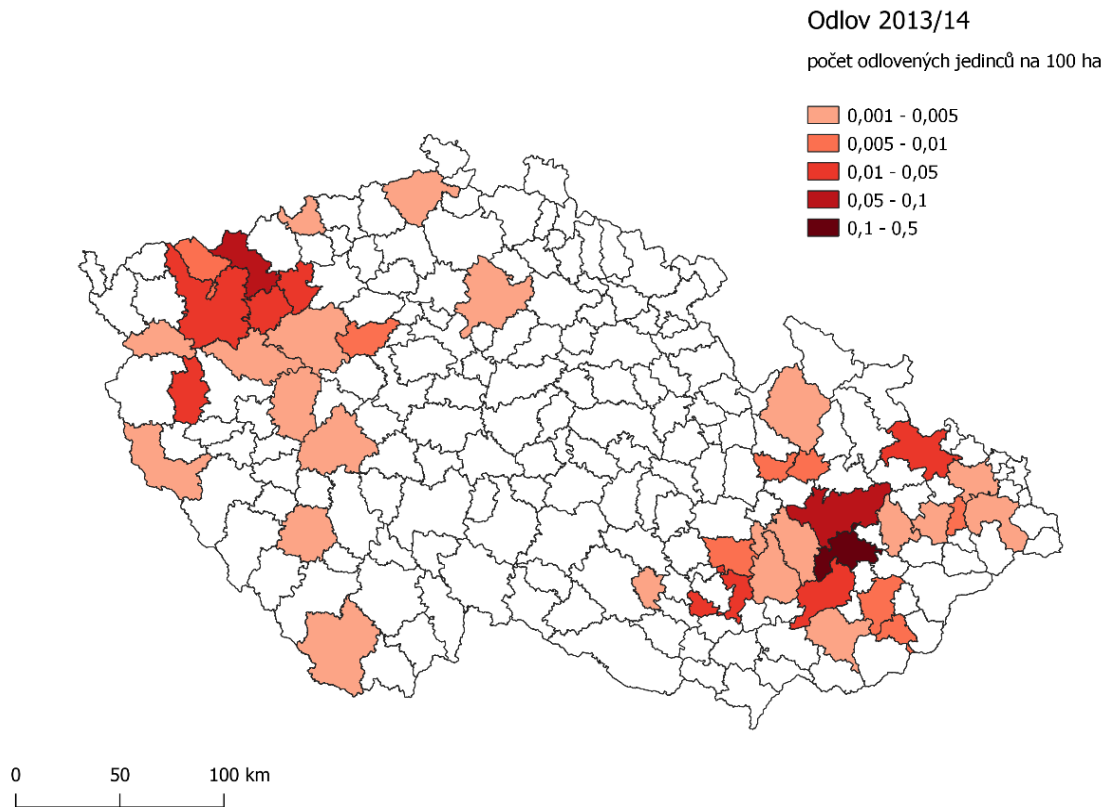
V následujících mapách je chronologicky zaznamenané šíření mývala severního na území ČR, kde jsou ORP barevně odlišeny dle kategorií (předem stanovených tříd podle míry density). Pro každý myslivecký rok byla vytvořena mapa zvlášť (Obr. 9 až Obr. 15).



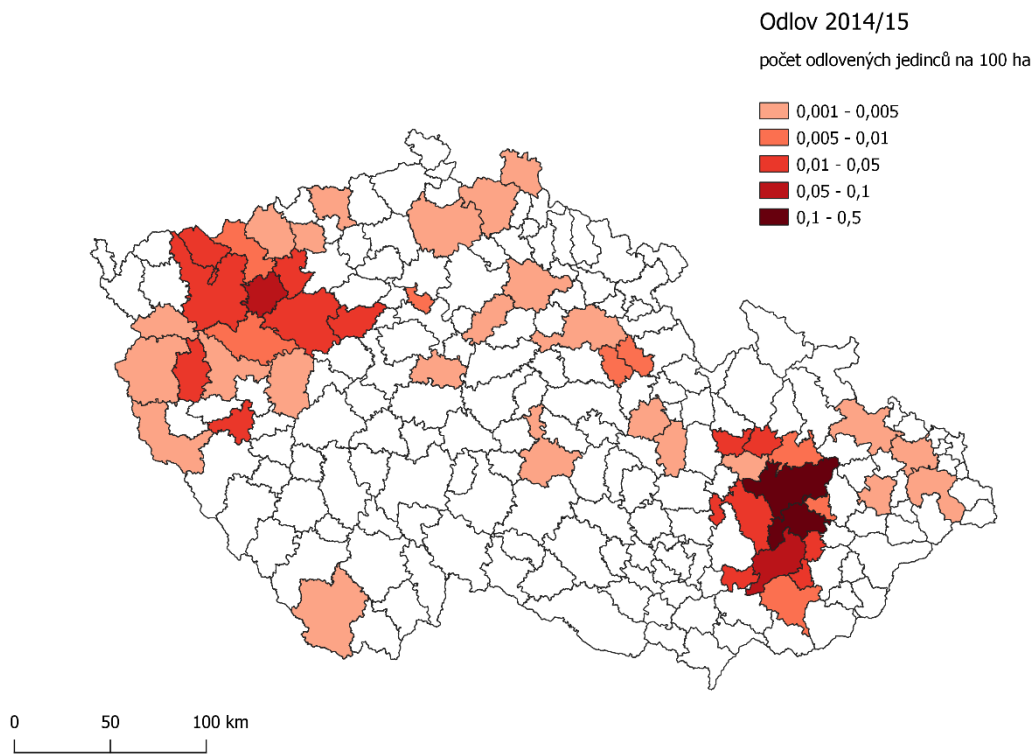
Obr. 9 Odlov mývala severního v mysliveckém roce 2011/12 (vlastní úprava).



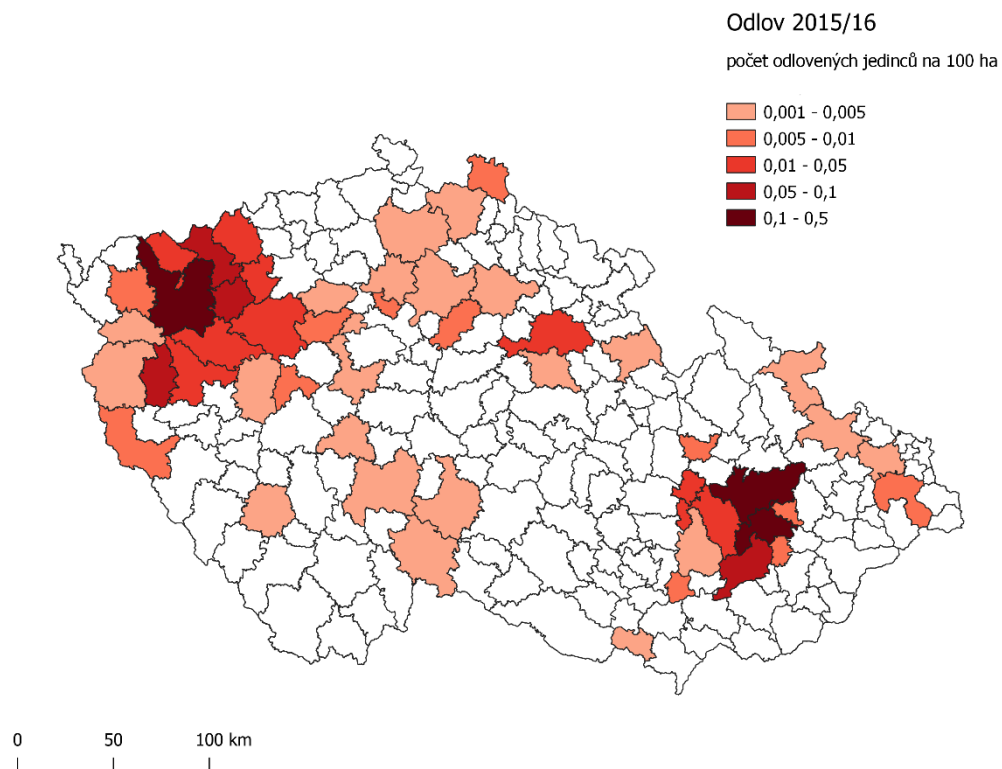
Obr. 10 Odlov mývala severního v mysliveckém roce 2012/13 (vlastní úprava).



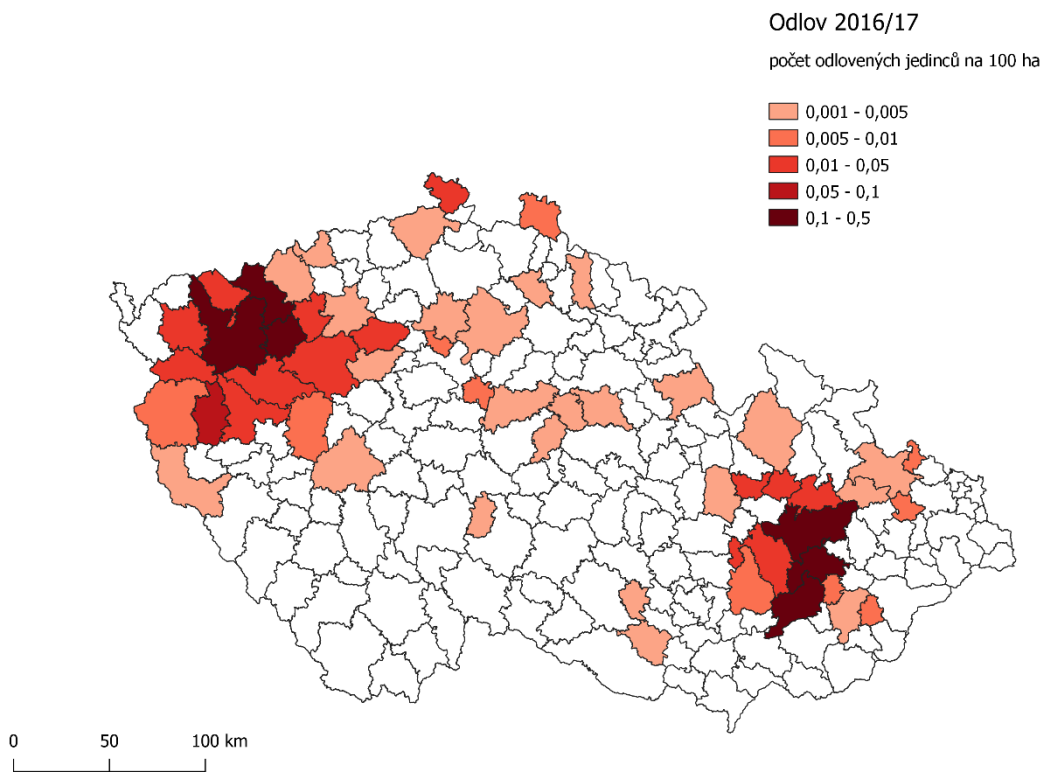
Obr. 11 Odlov mývala severního v mysliveckém roce 2013/14 (vlastní úprava).



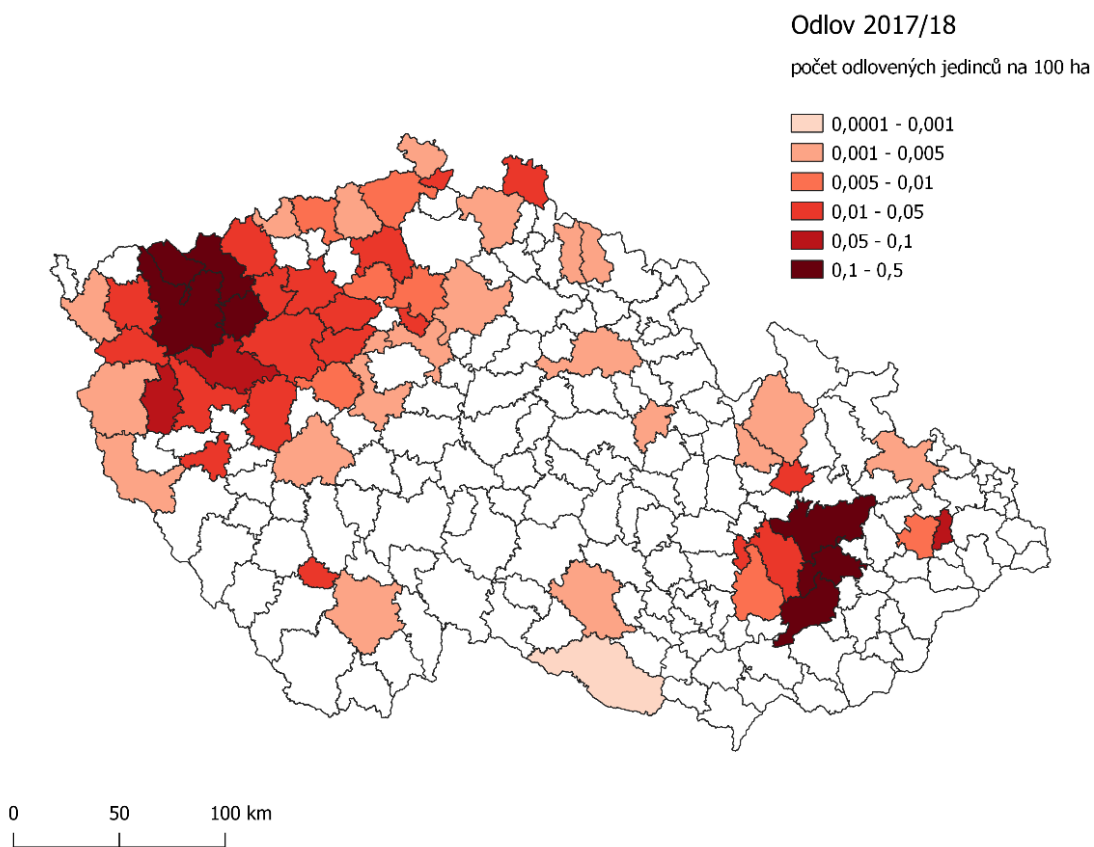
Obr. 12 Odlov mývala severního v mysliveckém roce 2014/15 (vlastní úprava).



Obr. 13 Odlov mývala severního v mysliveckém roce 2015/16 (vlastní úprava).



Obr. 14 Odlov mývala severního v mysliveckém roce 2016/17 (vlastní úprava).



Obr. 15 Odlov mývala severního v mysliveckém roce 2017/18 (vlastní úprava).

6 Diskuze

Po zpracování mysliveckých Ročních výkazů je patrné, že odlovených jedinců mývalů severních na našem území početně přibývá a také se zvětšuje území s jejich potvrzeným výskytem. V některých ORP se jedná jen o sporadické zástřely (např. v kraji Vysočina), avšak obzvláště v Olomouckém, Karlovarském, Ústeckém a také Plzeňském kraji jsou patrné etablované populace s vyšší denzitou. K šíření dochází podél řeky Moravy a Bečvy na Moravě a řek Ohře, Bíliny, Teplé, Střely, Berounky, Mže, Jizery a Labe na území Čech. Dle rozložení záznamů lze usuzovat, že jsou na našem území dvě samostatné populace – v severozápadních Čechách a v povodí řeky Moravy a jejích přítoků na Moravě.

6.1 Výskyt v ČR

První výskyt mývala severního v Čechách (1920 – Vysočany u Žatce) i na Moravě (1931 – Březůvky; 1944 – Střítež) jsou přisuzovány jedincům uniklých ze zajetí (Wachtel 1932; Příbek 1944; Flasar & Flasarová 1995). V následujících desetiletích byl mýval v Čechách spatřen pouze mozaikovitě a sporadicky, což naznačuje původ jedinců ze zájmových a farmových chovů: 1952 – Sušice, 1965 – Javoří Pila, 1975 – Vysočany u Chomutova, 1987 – Brodeslav, 1989 – Havraň, 1993 Vrchlabí, 1998 – Jiřice (Miles 1994; Anděra & Hanzal 1996; Anděra & Červený 2009).

Ze sousedního Saska mýval severní na území západních Čech poprvé invadoval v roce 2002 – Rotava u Kraslic (Anděra & Červený 2009). V následujících letech docházelo k častějším nálezům i odlovům v severozápadních Čechách. O deset let později byly odlovy hlášené již v sedmi navzájem propojenými ORP. Odlovy v severozápadních Čechách se nadále výrazně zvyšují a také přibývá ORP s pravidelným pozitivním výkazem o odlovu.

První cílenou studii zhotovil Matějů et al. (2012) v oblasti Doupovských hor, kde je hlášeno nejvíce odlovů této populace. Doupovské hory, kde se nachází vojenský újezd Hradiště o rozloze 280 km², jsou ohniskem severozápadní populace mývala severního (Matějů et al. 2012). Zároveň jsou významnou ptačí oblastí soustavy NATURA 2000, ve které je předmětem ochrany např. chřástal polní (*Crex crex* Linné 1758) a tetřívka obecná (*Lyrurus tetrix* Linné 1758; NATURA 2020). Oba druhy jsou u nás zvláště chráněné (jakožto silně ohrožené) a přestože se zatím nepodařilo zdokumentovat predaci mývala na těchto druzích, vzhledem k již popsané predaci na na zemi hnízdících ptácích je zde na místě ostražitost.

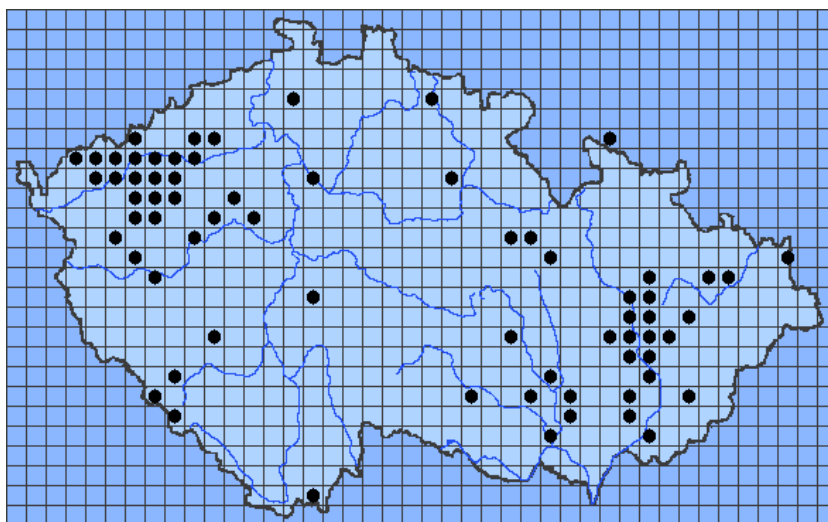
Na Moravě byl mýval znovu zaznamenán až v roce 1995 – Buchlov a v roce 1998 – Paršovice (Anděra & Hanzal 1996). V novém tisíciletí záznamy přibývaly a na jižní Moravě se vytvořila stálá populace mývalů severních podporovaná rostoucí rakouskou populací (Sackl 2001). Invaze nadále postupuje na sever, proti proudu řeky Moravy až do Olomouckého kraje. V honitbě Lobodice (ORP Přerov, Olomoucký kraj) byl první mýval severní zaznamenán v roce 1997. V roce 2013 bylo odhadnuto, že v téže honitbě bylo hodně přes stovku jedinců (Hányš 2013).

Avšak moravská populace po počátečních velmi vysokých zástřelech začíná vykazovat postupně nižší odlovy. Také ubývá ORP, které by jej hlásil. V mysliveckém roce 2017/18 jich

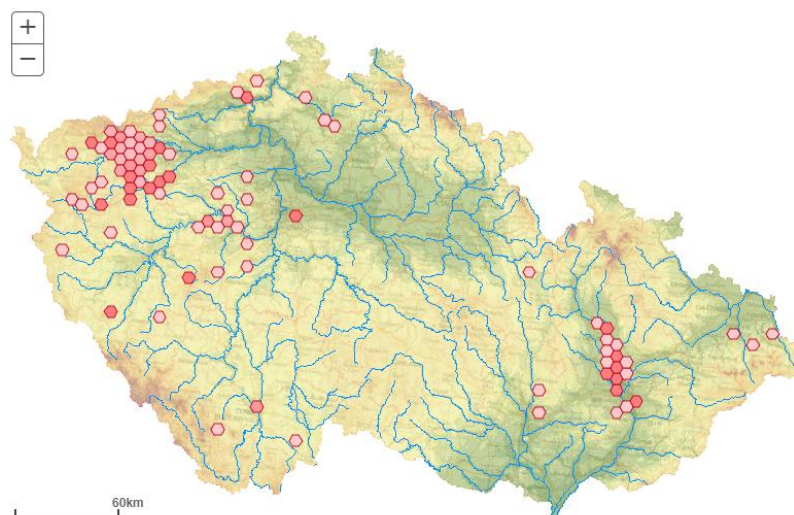
v Olomouckém kraji bylo šest, v roce 2014/15 osm. V Moravskoslezském kraji v roce 2017/18 tři, v roce 2014/15 čtyři. Největší rozdíl je ve Zlínském kraji, kde v roce 2014/15 byly čtyři honitby s odlovem, v roce 2017/18 už jen jedna. V Jihomoravském kraji pouze ORP Vyškov hlásí pravidelné odlovy, sedm ORP Jihomoravského kraje ve sledovaném období vykázalo odlov pouze jedenkrát.

V letech 1991 až 2012 byl zaznamenán výskyt mývala severního na 13,5 % území ČR (Anděra & Gaisler 2012). Šlo o záznamy z terénních pozorování, faunistických výzkumů na zájmovém území a hlášení veřejnosti po schválení garantem (Musilová et al. 2011; Matějů et al. 2012; Kutal et al. 2016; ALKA 2020; Anděra 2020). Veřejná databáze biolib.cz, ze které byly tyto údaje zpracovány pro publikaci Anděry a Gaislera (2012), mapuje ke dni 28. února 2020 výskyt mývala severního v 68 kvadrátech a hodnotí stálý výskyt pouze na 11 % území ČR (Obr. 16; Anděra 2020). Nejstarší je z roku 2008 a nejnovější z roku 2019, celkem 94 samostatných záznamů. Nižší procento výskytu může být způsobeno vyřazením starších záznamů oproti hodnocení z let 1991 až 2012.

Nálezová databáze (ND) AOPK ČR používá podobný zdroj dat, jako biolib.cz. Pro porovnání s výsledky této diplomové práce byly vyfiltrovány záznamy od 1. dubna 2011 do 31. března 2018, shodné období s touto diplomovou prací. V ND AOPK ČR bylo nalezeno 207 záznamů z celkem 87 lokalit (Obr. 17; AOPK 2020).



Obr. 16 Stálý výskyt mývala severního v ČR zaznamenan v síťové mapě dle záznamů z veřejné databáze biolib (Zdroj <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id49/>, 28.2.2020).



Obr. 17 Výskyt mývala severního v ČR od 1. dubna 2011 do 31. března 2018 dle Nálezové databáze AOPK ČR. Světlejší hexagon znamená nižší počet jedinců, tmavší vyšší počet záznamů (přesné hodnoty počtu záznamů nebyly uvedeny; zdroj: 28.2.2020 AOPK ČR http://webgis.nature.cz/ndopsupp/?token=5318cb36a4159d1e9a1d5828bf17d947&title=Mapa%20ND_1).

Nárůst z 234 odlovených kusů v roce 2011/12 na 1352 jedinců v roce 2017/18 odráží intenzivní navyšování početnosti mývalů na území ČR. V předchozích letech se objevily některé izolované odlovy (izolované vzhledem k výskytu dvou popsanych populací v ČR). Meziročně opakovaná hlášení odlovu značí, že došlo k úspěšné introdukci i mimo západočeskou a moravskou populaci, např. na území ORP Frýdlant.

Zvyšuje se i denzita ulovených jedinců (viz Výsledky – Denzita nahlášených odlovů). V původní oblasti výskytu je běžná denzita 10 až 12 mývalů na 100 ha (Kaufmann 1982; Zeveloff 2002), avšak v zemědělských a urbanizovaných oblastech značně roste až na 333 jedinců na 100 ha (Gehrt & Fritzell 1998; Riley et al 1998). V nepůvodních oblastech je denzita populace nižší. Nejvyšší je v severovýchodním Německu v národním parku Muritz, kde v roce 2010 bylo šest až osm mývalů na 100 ha (Muschik et al. 2009). Na okraji města Bad Karlshafen ve středním Německu pak až 100 jedinců na 100 ha (Hohmann & Bartussek 2011).

Biedrzycka et al. (2014) zjistili relativně vysokou diverzitu mikrosatelitních markerů, ale nízkou genetickou diverzitu mitochondriálních markerů u zkoumaných populací v Německu, Polsku a České republice. Dokazují tím, že tyto populace pocházejí z nízkého počtu introdukovaných jedinců „zakladatelů“. Odhadli, že společný počátek invaze je na území Německa, což potvrzují i výsledky studie Frantze et al. (2013). Po porovnání haplotypů populací vyskytujících se v Polsku, Německu a severně od Přerova v ČR došli k závěru, že česká a polská populace si jsou nejméně příbuzné. Tudíž mají odlišnou cestu invaze, česká populace nepochází z polské populace a naopak. Dále tím prokázali intenzivní kolonizaci v krátkém časovém období, vysokou mobilitu a tím i rychle postupující expanzi (Biedrzycka et al. 2014).

6.2 Management populací

Strategie pro management volně žijících populací je v ideálním případě vytvořen v součinnosti vědců, odborníků státní správy a zástupců zájmových spolků a společností, jichž se to týká (např. mysliveckých, rybářských, zemědělských, ornitologických aj.). Vychází ze znalostí biologie druhu, ekologických vazeb, překryvu výskytu chráněných původních druhů a z toho plynoucích interakcí. Je třeba znát využití dotčených oblastí pro zemědělství či průmysl, a také vzdálenost od lidských obydlí. Udělat odhady finanční a časové náročnosti. Vymežit dílčí úkoly pro konkrétní instituce, které se budou na strategii aktivně podílet. Stanovit, po jaké době bude docházet k vyhodnocení naplnění cílů a jak budou korigovány v budoucnu.

Obecnou strategii stanovila Evropská komise (2008) v „Plánu strategie EU pro invazní druhy.“ Tu členské státy upravily pro své potřeby. V ČR byla schválena novelizace Zákona o ochraně přírody a krajiny (MŽP 2020). Obsahuje především obecná preventivní opatření, která zabrání další introdukci uniklými či vypuštěnými jedinci (převzaté z nařízení č. 1143/2014/EU). Nestanovuje konkrétní managementová opatření, ale ponechává vypracování plánů pro konkrétní druhy (či skupiny druhů) na odborných organizacích spadající pod MZe, jako např. AOPK ČR, správy národních parků a újezdní úřady. Naplňování těchto plánů by pak mělo být na regionální úrovni (MŽP 2020). Metody regulace se liší v závislosti na biologii druhu, míry rozšíření, rychlosti šíření a intenzity negativního dopadu na ekosystém. Pergl et al. (2016) vytvořili metodiku mapování a monitoringu vybraných invazních druhů včetně mývala severního a Mináriková et al. (2015) vytvořili návrh na opatření snižující vliv invazních šelem na naši faunu. Specifická certifikovaná metodika byla zpracována pro vyhodnocení početnosti a mezidruhových vazeb savců na území NP ČR (Kutal et al. 2016), kde je také hodnocen vliv a rizika mývala severního.

Přestože jsou již vytvořené celoevropské strategie pro zvládnutí invazních druhů a jednotlivé státy vytvářejí plány regulace na svém území, efektivnost plnění těchto navržených postupů na úrovni regionů je nízká a nedůrazná (Poledník & Poledníková 2011; Poledníková et al. 2014; Pergl et al. 2016). Důvodem pro nedostatečnou součinnost úřadů je především zdoluhavá byrokracie a nedostatečný zájem úředníků. Proto dochází ke spolupráci s externisty a odborníky, kteří připravují posudky a sepisují zprávy pro potřeby státní správy. To však paradoxně prodlužuje dobu nutnou k projednání a schválení změn. Na druhou stranu se tím zvyšuje odbornost a preciznost odvedené práce. Dobrým krokem bylo zřízení speciálního oboru pro invazní druhy při AOPK ČR, který usnadňuje, zpřehledňuje a shromažďuje informace týkající se této problematiky. A to v širším kontextu a dostatečně zjednodušeně i pro laickou veřejnost. Navíc vytváří standardizované certifikované metodiky, které je vhodné uplatňovat při výzkumu.

Suzuki a Ikeda (2019) se zabývali vytvářením a uplatňováním strategických cílů pro regulaci mývala severního v Japonsku, kde je široce rozšířen, působí zemědělské škody a má negativní vliv na původní faunu (Ikeda et al. 2004). Pouze 30 % z 366 regionálních úřadů mělo zpracovaný plán a výsledky regulace byly sdíleny a poskytnuty k dalším studiím. Zbývající úřady se problematice invazního mývala aktivně nevěnovaly, neshromažďovaly data o výskytu na území jejich působnosti. Suzuki a Ikeda (2019) jsou přesvědčeni, že přitom klíčem ke zvládnutí a efektivní regulaci populací je sběr a následné sdílení dat dalším institucím, včetně vyhotovení plánu monitoringu s jednotnou metodikou.

Jako jedním z nejdůležitějších kroků při regulaci druhu, sloužících jako prevence, je zamezení úniků zvířat ze zájmových chovů (Biedrzycka et al. 2019). Mj. z toho důvodu, aby nedošlo ke zkřížení s již introdukovanými jedinci. Tím by se zvýšila variabilita genotypu potomků. Při tomto sledu událostí se podstatně zvyšuje riziko další expanze populace. K tomu může dojít i při zkřížení již etablovaných nepříbuzných populací (Biedrzycka et al. 2019). Fisher et al. (2016) zaznamenali nejrychlejší nárůst denzity v oblastech, kde došlo k propojení dvou samostatných populací. To koresponduje s tvrzením Biedrzycka et al. (2014), že při zkřížení dvou geneticky se lišících populací může dojít ke zvýšení invazivnosti těchto potomků a může dojít k expanzi.

Snaha ochranářů a myslivců by měla být zaměřena právě na oblasti, kde hrozí propojení populací. Osobně předpokládám, že takovouto oblastí může být Pardubický kraj. Pokud se nezmění směr invaze moravské populace, tedy podél povodí řeky Moravy a jejích přítoků, a také severozápadní populace se bude nadále šířit podél řeky Labe a jejího přítoku Orlice, pak je reálné riziko propojení těchto populací právě zde.

6.2.1 Monitoring

Před vlastní regulací druhu je třeba provést důkladný monitoring, ideálně dle doporučených a certifikovaných metod. Získané údaje slouží k zohlednění velikosti a abundance populace a také k porovnání výchozích údajů s výsledky po provedení samotných regulačních opatření. Monitoring vede k určení rozšíření zkoumaného druhu, které je nutné aktualizovat a v závislosti na výsledcích měnit a přizpůsobovat management regulace a ochrany původních ekosystémů (Engeman et al. 2003).

Pro suchozemské savce jsou nejčastěji shromažďovány náhodné záznamy a systematické průzkumy abundance (zpozorování jedince, záznam fotopasti, odchyt do živochytné pasti, pobytové znaky aj.). Můžou být využitelné i statistiky přejetých zvířat (Schwartz et al. 2020). Výhodou pro monitoring mývala severního v Evropě je, že jedinci většinou pocházejí z kožešinových farem nebo zájmových chovů (Frantz et al. 2013; Fisher et al. 2015). Byli zvyklí na přítomnost člověka po několik generací a díky tomu jsou méně plaší a méně agresivní oproti těm v původní oblasti výskytu (Zaveloff 2002; Winter 2006). Tím je snadnější jejich pozorování. I když metoda založená na náhodném pozorování nemůže být standardizovaná (Poledník & Poledníková 2011), takto získaná data jsou vhodná pro doplnění veřejných databází o výskytu druhu (např. biolib.cz, ND AOPK ČR).

Jedním z podstatných zdrojů informací o výskytu by mohlo být hlášení místních obyvatel. Např. v Japonsku jsou hlášené škody na majetku způsobené zvěří na úřadech, stejně tak můžou hlásit i zpozorování jedince v okolí obydlené oblasti (Suzuki & Ikeda 2019). Tím je rozšířena možnost sběru dat. Na druhou stranu, tyto informace nemusí být důvěryhodné, laik může snadno zaměnit mývala severního za psíka mývalovitého. Podobně v Itálii, Toskánsku, umožnili veřejnosti sdílet fotografie volně žijících zvířat na sociálních sítích. Díky tomu provádí sběr dat, které je možné ověřit díky fotografií (Boscherini et al. 2019). Na podobném principu funguje u nás biolib.cz i ND AOPK ČR, avšak nejsou tolik zpopularizované a využívá je pouze relativně nepočetná skupina lidí. Bylo by jistě vhodné namotivovat např. členy

mysliveckých, rybářských a zemědělských spolků, aby do ní přispívali a obohatili veřejnou databázi o svoje pozorování.

Přestože je mýval severní krepuskulárním až nočním živočichem, monitoring je možný a relativně ne náročný (Mináriková et al. 2015). Pro monitoring je možné využít pozorování pobytových znaků, zejména stop. Bahnitá a vlhká půda na březích vodních ploch, kde se mýval často vyskytuje, je ideální pro jejich hledání a dokumentaci (Poledníková et al. 2014). U druhů s dostatečně velkou plochou chodidel lze využít tzv. track plate foot printingu. Otisky tlap mývala jsou charakteristické a nezaměnitelné pro zkušeného terénního odborníka. Navíc je touto metodou možné identifikovat nejenom druh zvířete, ale i konkrétního jedince (Owen et al. 2015; Ellison & Swanson 2016). Použití umožňuje morfologie chodidel a prstů, konkrétně papily na spodní straně chodidel (Sustaita et al. 2013). Vyžaduje to však kvalitní substrát a častější kontrolu.

Další standardizovanou neinvazivní metodou monitoringu je využití plovoucích raftů vezoucích měkký substrát permanentně máčen vodou (Reynolds et al. 2004; Poledník & Poledníková 2011). Upevní se dál od břehu a vyhodnocují se otisky stop zvířat, která na plovoucí raft vstoupila. Díky této metodě byl potvrzen výskyt mývala severního v lokalitě Nové Mlýny na jižní Moravě (Poledník et al. 2009).

Fotopasti jsou široce rozšířené a využívané nejenom pro vědecké účely, ale vzhledem k relativně nízkým pořizovacím nákladům a všestrannému využití také myslivci. Spoušť je spuštěna automaticky pomocí tepelného čidla. Lze ji tedy využít u teplotkových živočichů. Po pořízení záběru je možné nastavení na automatické přeposlání snímku např. na emailovou adresu. Vzhledem k relativně pomalému způsobu pohybu mývala severního je většina snímků průkazná (Poledňáková et al. 2014). Fotografie lze použít také pro identifikaci konkrétních jedinců u těch druhů zvířat, které mají rozlišovací znaky. Mezi ně patří i mýval severní (Herzog et al. 2007). Obličejová maska je charakteristická pro každého jedince a na základě determinace jedinců ze snímků z fotopastí lze získat přehled o početnosti populace a velikosti domovských okrsků. Díky těmto informacím je možné lépe regulovat populaci. Avšak Pyšková et al. (2018) považují za nereálné provádět monitoring na základě determinace obličejové masky mývala severního. Především kvůli jeho noční aktivitě a nutnému blesku, který zvíře oslní a zmenší šanci na opakovaný výskyt na tomto stanovišti.

Lze provádět odchyt do živochytných pastí. Tato metoda je však finančně i časově náročná, jelikož vyžaduje denní kontrolu. Další nevýhodou je invazivnost, a to především v případě odchyty nechtěného druhu, který je před vypuštěním vystaven stresu. Výhodou je, že lze zároveň provést i regulační opatření – utratit chyceného jedince. Jedná se o metodu se standardizovanou metodikou, tudíž výsledky lze porovnat s jinými studiemi (Poledník & Poledníková 2011). Fiderer et al. (2019) uvádí, že mýval severní je lépe chytatelný do živochytných pastí než liška obecná.

Nepřímá měření populační denzity a dynamiky populace, čímž je např. analyzování mysliveckých statistik odlovu, jsou často využívány k dlouhodobému vyhodnocení a porovnání změn. A to v případě, kdy přímé metody jsou náročné na finance, čas či pro velikost zkoumaného území a nedostatek zainteresovaných a způsobilých lidí nedovolující přesnější metody monitoringu (Cattadori et al. 2003; Fisher et al. 2016). Myslivecké statistiky mají jasně definovanou metodiku sběru dat i archivaci, která je dlouhodobě neměnná. Jsou proto vhodné

k využití pochopení a správné analyzování mechanismů dynamiky populací (Brook & Bradshaw 2006). Myslivecká statistika také může být vhodná k porovnání dlouhodobých trendů populací druhů, u kterých je předpoklad k interakci. Např. mezi jezevcem lesním a psíkem mývalovitým, mývalem severním a liškou obecnou apod. (Carlsson et al. 2010). Je také možné určit přibližnou abundanci populace, i když ne s velkou přesností (Cattadori et al. 2003; Carlsson et al. 2010).

Proto jsou lovecké statistiky jedním z primárních zdrojů dat o populační ekologii obratlovců (Brook & Bradshaw 2006), ale pro další použití, např. při výpočtu skutečné abundance, je třeba porovnání s dalšími nezávislými metodami. Přesto je zde vysoká korelace mezi nezávislými metodami analyzujícími dynamiku a hustotu populace s loveckými záznamy (Imperio et al. 2010). Neplatí tu však lineární vztah mezi skutečnou velikostí populace a odlovenými kusy. Při vyšší denzitě dochází k neúměrně vyšším odlovům (Brook & Bradshaw 2006). Na početnost zástřelů má také vliv přístupnost terénu, počet myslivců, lovecké techniky, vybavení pro lov, množství loveckých psů aj.

Fisher et al. (2016) porovnali odhadovanou denzitu populace mývala z národního parku Muritz ze studie Michler et al. (2008) s počtem odlovených jedinců ze stejné oblasti ve stejném roce. Vyšlo jim, že odlovy odpovídají 10 % tamější populace. V mé bakalářské práci (2017), která popsala rozšíření mývala severního v honitbách ORP Chomutov, bylo od roku 2011/12 do konce roku 2016 zpozorováno 11 jedinců a 12 odloveno, ale nebyl stanoven odhad velikosti populace. Přesto lze předpokládat, že procento odlovů z odhadované velikosti populace by bylo rozdílné. A to především rozdílnou denzitou mývalů. V ORP Chomutov je denzita mývalů nižší, populace byla na počátku expanze. Také neinformovaností českých myslivců oproti dlouhodobému zájmu německých. Z pohledu ochránářství nedůležitosti oblasti ORP Chomutov na rozdíl od národního parku Německa. A i nepřístupností terénu na úpatí Krušných hor. Jiné studie porovnávající myslivecké statistiky odlovu s reálným počtem jedinců v populaci zatím nejsou. Přesto se dá očekávat značná variabilita dána způsobem lovu, tradicí lovu, informovaností a motivací lovců i veřejnosti, důsledností a pravdivostí při vyplňování výkazů, preferencí lovné i obhospodařované zvěře v honitbě a úrovni ochrany konkrétní oblasti.

Nejmenšími územními celky, pro které jsou data odlovu v ČR veřejně dostupná, jsou ORP. Statistiky pro jednotlivé honitby jsou k dispozici pouze na základě žádosti o výjimku na MZe, avšak vzhledem k poměrně častým změnám názvů, hranic pozemků a také slučování a zánikání honiteb jsou tato data pro dlouhodobou statistiku nevhodná. Ale poskytovaly by přesnější data pro zpracování rozšíření i denzity populace díky menší rozloze honiteb.

Fisher et al. (2016) také vyhodnotili myslivecké statistiky, avšak na úrovni okresů Německa. V této diplomové práci byla vyhodnocena data z nižší správní úrovně, tedy přesněji. Přesto je denzita zkršlována vyšší variabilitou rozlohy jednotlivých ORP a souhrnnou statistikou za celou ORP, a ne po jednotlivých honitbách. Není tak zřejmé, jestli vysoký počet odlovů v ORP je rozložen mezi více honiteb, nebo je dán pouze jednou. Pak by i denzita byla odlišná, vyšší u honiteb s nahlášeným odlovem. V této práci oproti studii Fisher et al. (2016) nebyla dále porovnána závislost k preferenci invadované krajiny podle CORINE Land Cover. To by bylo vhodné doplnit v navazující studii.

6.2.2 Regulační opatření

Metody regulace jsou v zásadě trojího typu:

- 1) mechanické (odchyt, lov, výstavba barrier a koridorů);
- 2) biologické (využití predátorů);
- 3) chemické (pesticidy, feromony, jedovaté návnady).

Pro mývala severního jsou využívány pouze mechanické metody. Použití chemických metod je zakázané (Zákon č. 499/2001 Sb., o myslivosti; Zákon č. 146/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání) a biologické jsou v ČR bez praktického významu.

Tradiční management kontroly populací mývala nejčastěji zahrnuje i usmrcení zvířete (Salo et al. 2010; Conner & Morris 2015). V České republice je zakázán odchyt zvěře do ok, na lep, do želez, tluček a nášlapných pastí a pomocí háčeků (§45 odst. 1 písm. a) Zákona 499/2001 Sb., o myslivosti).

Pro lov drobné zvěře a malých šelem se využívají lovecké metody tzv. čekané, lovu na újezdy, slídění a naháňky (Durantel et al. 2004). Lov mývala v ČR probíhá pouze při čekané, tj. čekání na posedu, dokud se nepřiblíží zvěř či nepůvodní invazní druh na dostatečnou vzdálenost. A to v době soumraku či v noci, kdy mýval vychází z úkrytu. Jednatel Obecního mysliveckého spolku Prostějov v článku pro časopis 5plus2 tvrdí, že je nereálné uspořádat hon na mývala, jako tomu je např. u lišky obecné (Svět myslivosti 2018). Především kvůli prozatímní nízké denzitě populace. Ve Spojených státech, kde je vyšší denzita mývalů, jsou hony běžné (Burns 2006) a lov mývalů severních má delší tradici. Ve Spojených státech je navíc dovoleno využívat odchytové pastí (Burns 2006; Association of Fish and Wildlife Agencies 2014).

Pro efektivní odlov se doporučuje plánovat odlov pouze v určitém období. Účinně se jeví synchronizování doby odlovu až po disperzi juvenilních jedinců. Studie proběhla u lišek obecných (Lieury et al. 2015). Když byl lov lišek zintenzivněn během zimy, kdy už došlo k nativní disperzi mláďat, nebylo třeba odstřelu tolika jedinců, jako když proběhl před jejich disperzí. Před spoluprací myslivců s vědci bylo každoročně usmrceno 48 % populace lišek. Pokud byl lov naplánován na období zimy, bylo usmrceno pouze 25 % populace při stejných výsledcích denzity. Prozatím nebyla účinnost této metody experimentálně odzkoušena u mývalů severních, Lieury et al. (2015) však předpokládají podobné výsledky. Oproti liškám je však aktivita mývala v zimním období jiná, ukládá se k nepravému zimnímu spánku a z úkrytu vychází jen občas (Lotze & Anderson 1979; Zeveloff 2002). To by mohlo mít vliv na menší úspěšnost odlovu.

Přesto naplánování intenzivního odlovu v krátkém, předem stanoveném období, má lepší výsledky než extenzivní celoroční odlov. Efektivní se jeví tuto strategii naplánovat v souvislosti s rozmnožováním obojživelníků či hnízdění ptáků (Poledňák & Poledňáková 2011). A to krátce před samotným zaházením či rozmnožováním.

Jako alternativní metoda kontroly populace se nabízí manipulace s habitatem. Tímto způsobem lze nepřímo ovlivnit predátora, v tomto případě mývala severního (Jiménez & Conover 2001; West & Messner 2004). Systematické kácení lesů může zredukovat počty mývalů a zároveň poskytnout vhodné prostředí pro na zemi hnízdící druhy (Kirby et al. 2016). Je však otázkou, zda-li by tato metoda měla podobný pozitivní dopad jako v USA, kde se

experimentálně využívá. Domnívám se, že vzhledem k adaptibilitě druhu by došlo buď k migraci mývala do okolí, nebo by se přizpůsobil novému habitatu a využil hnízdicích ptáků jako lehce dostupnou potravu (Wilson et al. 1997; Zeveloff 2002; Parsons et al. 2013; Fiderer et al. 2019). Navíc by pravděpodobně šlo o velký zásah pro naše původní druhy, kteří nejsou tak adaptibilní a ztráta prostředí by pro ně mohla znamenat pokles stavu populace (Mlíkovský & Stýblo 2006).

Mezi alternativní metody regulace populace se řadí i translokace populace. Ty však nevykazují chtěné výsledky (Santonastaso et al. 2012). Záměrné či náhodné translokace nedokážou efektivně eliminovat populaci, jelikož většina přesunutých mývalů migruje pryč z místa vypuštění (Mosillo et al. 1999; Santonastaso et al. 2012).

Eradikace již etablované a rozšířené populace je nereálná a velmi komplikovaná (Poledníková et al. 2014). Skrytý způsob života mývala a rezervoár populací v okolních státech, které by sloužily jako permanentní zdroj k reinvazi, vylučuje strategii plošné eradikace. Doporučuje se provést intenzivní regulaci u izolovaných populací, které jsou pouze v počáteční fázi expanze (Mináriková et al. 2015), ale pravděpodobně by se jednalo o krátkodobí úspěch a bylo by nutné opakování. Proto je třeba vyhodnotit také finanční a časovou náročnost takového zákroku. V Japonsku se osvědčil intenzivní odchyt a odlov aplikovaný ihned po zjištění výskytu (Ikeda et al. 2004). Přesto se na žádné takto ošetřené oblasti nepodařila úplná eradikace, došlo pouze k silnému potlačení populace, nebo k dočasné eradikaci (Ikeda 2014).

Pro výraznou regulaci je potřeba zapojení celé myslivecké veřejnosti. Tu je třeba dostatečně informovat o důvodech k regulaci a seznámit je s biologií druhu. Nejpravděpodobnější živočich k záměně při odlovu je psík mývalovitý, který je taky nežádoucím nepůvodním druhem. Při aplikaci regulačních opatření tedy nedojde ke konfliktu jako například došlo při odlovu norka amerického, kdy byl zaměňován s tchořem tmavým či zvláště chráněným tchořem světlým (Poledník & Poledníková 2011).

Regulační strategie musí obsahovat nejenom technickou stránku věci (technika lovu, definice osoby způsobilé lovu, metodika monitoringu aj.), ale také sociální rozsah (osvěta, proškolení úředníků a myslivců, metodické plány, motivace, spolupráce úřadů s odbornými pracovišti ochrany přírody a mysliveckými spolky aj.; McNeely 2001). Při každém intenzivním zásahu do ekosystému je třeba nepodcenit osvětu (Poledníková et al. 2014). A to jak laické, tak i odborné veřejnosti, aby nedošlo k nepochopení a narušení plánů.

K uplatnění regulačních opatření by, alespoň ze začátku, bylo vhodné provádět monitoring o stáří a pohlaví odlovených jedinců nad rámec povinného hlášení.

6.3 Zhodnocení legislativy

V České republice, stejně jako v Německu, je povolen celoroční odlov. V Polsku ale může být mýval severní loven pouze od 1. července do 31. března (Jernelöv 2017).

Často uváděným limitem je, že odstřel smí prozatím provádět pouze myslivecká stráž, čímž je značně omezován počet lidí s tímto oprávněním (Zákon č. 449/2001 Sb., § 14 odst. 1 písm. f). V praxi je tento zákon obcházen (Lipšová 2017). Zástřely provádí i řádoví myslivci a buď je odlov nahlášen, jako kdyby ho provedla myslivecká stráž, a nebo je zamlčen. Dochází

ke komplikacím, které ve výsledku vedou k podhodnocení myslivecké statistiky. Novelizací Zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, schválenou 6. ledna 2020, by mělo dojít ke změnám a vyřešení i tohoto problému. Cílem je rozšíření pravomocí držitelům platných loveckých lístků. A tím se předpokládá i navýšení odlovu invazních druhů (Pergl et al. 2016).

Salgado (2018) porovnával abundanci zástřelů mývala severního, psíka mývalovitého a jezevce lesního s množstvím vydaných loveckých lístků v Německu. Pouze u mývala severního byla statisticky významná korelace v množství vydaných povolení k lovu a odlovených kusů. To naznačuje, že rozšíření pravomocí k odlovu i na řádové myslivce by mohlo vést k intenzivnějšímu odlovu.

Než vejde v platnost novelizace zákona, je možné povolit odlov pro všechny držitele loveckého lístku vyhláškou obecního úřadu s platností pro konkrétní honitbu, a nebo na území celé ORP. Toho bylo využito v ORP Žatec v roce 2011. Ale při porovnání odlovů před a po vydání výjimky ze Zákona č. 114/1992 Sb. není patrný chtěný účinek. Je zřejmé, že se na území ORP Žatec mýval severní vyskytuje. Honitba Sádek-Lhota od roku 2010/11 (v tom roce dva jedinci) každoročně vykazuje jeden až čtyři kusy odlovu. Celkem bylo na území ORP Žatec od mysliveckého roku 2008/09 do roku 2018/19 odloveno 61 jedinců, avšak pouze v sedmi honitbách celkem. Ve zbývajících 15 honitbách nebyl vykázán ani jeden jedinec. Nedošlo tedy k zintenzivnění odlovu, i když byl výrazně navýšen počet osob s povolením zástřelů mývala.

Ke stejné vyhlášce se rozhodl magistrát ORP Olomouc s platností od roku 2014, zde byla vyhláška podpořena také medializací v regionálním tisku (Hányš 2013). Došlo k výraznému nárůstu odlovu, v roce 2013/14 – 67 jedinců, 2014/15 – 97 jedinců, 2015/16 – 140 jedinců, 2016/17 – 203 jedinců. Ale v roce 2017/18 došlo k poklesu na 173 odlovených jedinců. Avšak Petr Loyka, vedoucí Odboru životního prostředí olomouckého magistrátu, upozorňuje, že při vyšším odlovu nemusí docházet ke snižování početního stavu populace (Hányš 2018).

Také ORP Přerov má každoročně vysoké odlovy a od roku 2011/12 do roku 2016/17 platil za obec s nejvyšší denzitou odlovených mývalů v ČR, přestože klesající početnost zástřelů je již od roku 2012/13 (v něm bylo odloveno 236 mývalů severních, kdežto v roce 2017/18 „pouhých“ 72). Zda-li jde o úbytek populace či stagnaci růstu populace nelze na základě mysliveckých statistik posoudit.

V ORP Prostějov, která sousedí s ORP Olomouc i ORP Přerov, byla vydána vyhláška o odlovu geograficky nepůvodních druhů teprve v roce 2018 (Svět myslivosti 2018). Do té doby byl počet vykázaných odlovů relativně nízký v porovnání s dvěma jmenovanými sousedícími ORP (2013/14 – 2; 2014/15 – 8; 2015/16 – 10; 2016/17 – 27; 2017/18 – 13).

6.4 Doporučení

Využití mysliveckých statistik může být užitečné, je však třeba si při vyhodnocování uvědomit, že výsledky jsou závislé na mnoha faktorech, které způsobují nepřesnosti a nekonzistentnost dat. Jsou závislé hlavně na lidech, na myslivcích, a především na mysliveckých honitbářích. Ti kompletují záznamy za uplynulý rok a shromažďují informace od myslivců působících v jejich honitbě. Oni zodpovídají za přesnost a pravdivost vykázaných údajů. Dalším, neméně významným faktorem, je motivace myslivců a jejich schopnostech lovit. Proto mohou nastat odchylky v počtech odlovených kusech po změně honitbáře, který mohl

pozitivně namotivovat a apelovat na zodpovědný odlov nepůvodních invazních druhů, nebo naopak nekladl důraz a preferenci k jejich odlovu. Problém může nastat při nespolupráci mezi honitbáři a nejednotnosti strategií. Pro příklad: v obou sousedících honitbách se vyskytují jedinci mývala severního, avšak pouze v jedné honitbě je loven. Druhá honitba se stává útočištěm a může sloužit jako výchozí areál pro osídlení okolních honiteb.

Pro zvýšení motivace myslivců by bylo dobré zavést finanční odměnu, tzv. zástřelné (Mináriková et al. 2015; Svět myslivosti 2018). Pro myslivce může být zajímavým přivýdělkem i prodej vyčiněné mývalí kůže, výkupní cena je 200 až 250 Kč (Drimaj 2018).

Myslivecké záznamy v Německu byly od roku 1953 do devadesátých let poměrně konzistentní, ale pak prudce vzrostly a výrazně se rozšířil areál výskytu. Jde o názornou ukázkou toho, jak se invazní živočich po dlouhé lag fázi dokáže rychle rozšířit a vymknout kontrole (Shigesada et al. 1995; Fisher et al. 2016).

Dlouhá lag fáze a pomalá expanze v začátcích invaze v Německu může být vysvětlena filopatrickým chováním tohoto druhu (Gehrt & Fritzell 1998; Muschik et al. 2009). K rychlému rozšíření došlo po propojení dvou samostatných populací ze středního Německa a severovýchodního Německa. To je zdůvodněno navýšením genetické variability, což je předpokladem k úspěšné invazi druhu (Kolbe et al. 2008; Fisher et al. 2015). K podobnému jevu došlo i v menším měřítku v několika regionech Německa (Fisher et al. 2016). Genetické studie v těchto regionech potvrdily, že došlo ke zvýšení genetické diverzity, tedy k obohacení stávající populace o nové, zcela nepříbuzné, jedince (Frantz et al. 2013; Fisher et al. 2015).

Intenzivní odlov by měl být soustředěn do oblastí s vysokou denzitou a vyšší genetickou variabilitou (Fisher et al. 2017; Biedrzycka et al. 2019). Prozatím u nás nebyly provedeny genetické analýzy, ale na základě této diplomové práce je alespoň možné určit oblasti s nejvyšší denzitou odlovu. V mysliveckém roce 2011/12 bylo pouze v sedmi ORP odloveno více než 0,01 mývala na 100 ha. Společná rozloha těchto ORP činí 5,52 % rozlohy ČR. V mysliveckém roce 2017/18 bylo takovýchto ORP již 28 a jejich souhrnná rozloha je 16,68 % rozlohy ČR. Deset z těchto ORP mají denzitu odlovu dokonce vyšší než 0,05 (Karlovy Vary, Olomouc, Přelouč, Podbořany, Kadaň, Ostrov, Kroměříž, Stříbro, Kralovice a Kopřivnice). Bylo by vhodné provést genetickou analýzu i u nás, aby mohl být potvrzen, nebo vyvrácen, předpoklad, že u jedinců z výše zmíněných ORP došlo ke zvýšení genetické diverzity v důsledku začlenění nových jedinců do tamější populace, například vypuštěním chovaných jedinců do volné přírody.

Porovnáním DNA lze zjistit příbuznost jedinců a zlepšit management populace díky pochopení počátku introdukce a sestavení cesty šíření dané populace (Fisher et al. 2017). Např. Fisher et al. (2017) porovnali mývaly ve Španělsku s těmi z centrální Evropy a zjistili velkou genetickou odlišnost. Ta značí jiný původ introdukce. Proto vzorky ze Španělska porovnal s novými vzorky od jedinců chovaných ve španělských zoologických zahradách. Z výsledků bylo patrné, že jedinci ve volné přírodě pocházejí ze zájmových chovů. Tato skutečnost může být použita jako nezpochybnitelný argument pro zlepšení zabezpečení proti únikům a zvýšení sankcí při nedodržení bezpečnostních opatřeních.

Gebauer et al. (2017) zkoumali nepůvodní druhy na území České republiky. Zjistili, že nejčastěji byly rozšířeny v okolí velkých měst, v okolí velkých řek a zemědělsky využívaných

oblastech suchých teplých nížin. Velikost řeky obecně ukázala pozitivní vztah s výskytem invazních živočichů (Gebauer et al. 2017). V povodí řeky Labe je zaznamenáno hned několik introdukcí různých druhů (Buřič et al. 2015).

Fiderer et al. (2019) studoval mezokarnivory v Německu s ohledem na jejich preferenci habitatu a vzdálenost od vodního toku. Mýval severní má nejvyšší preferenci vodnímu toku, naopak se vyhýbá otevřené krajině. Dle této studie by mýval severní mohl být prostorovým konkurentem kun *Martes* spp., které s mírnou preferencí upřednostňují okolí vodních ploch, avšak rozdíl s ostatními habitaty není tak výrazný.

Osaki et al. (2019) také porovnávali habitat, ale pouze psíka mývalovitého a mývala severního v Japonsku. Mýval vykazoval preferenci k okrajové části lesa a zemědělské půdě, kdežto psík k hlubokému lesu. Stejnou preferenci potvrdila i studie Fishera et al. (2016) provedená v Německu a studie Wintera (2004) a Beasley et al. (2007) v USA.

Proto Fisher et al. (2016) předpokládají, že zalesněné oblasti by mohly být koridorem pro další šíření. Avšak také dodávají, že v době expanze populace lze očekávat výskyt i mimo preferované biotopy, i když ne ve vysoké denzitě. Zalesněná oblast s vodním tokem, kde je zároveň prozatím nízká denzita populace mývala severního je nejpravděpodobnější lokalitou s předpokladem k růstu populace a může se stát ohniskem pro další expanzi (Fisher et al. 2016).

Fisher et al. (2016) předpokládali, že se mýval severní v Německu bude dál šířit severovýchodním směrem, čímž by mohl pokrýt oblast s výskytem ohrožené želvy bahenní. Na základě této informace by tamější správa ochrany přírody měla jednat a uchránit želvu bahenní před rizikem zvýšení predančního tlaku. Stejně tak u nás by se měla podniknout preventivní opatření prioritně v oblastech s výskytem izolovaných populací. Nejaktuálnější je ochrana užovky stromové, nejkritičtější ohroženého hada u nás vyskytujícího se pouze ostrůvkovitě ve čtyřech oddělených lokalitách. Bohužel, v povodí řeky Ohře se areály těchto dvou druhů již překrývají a byla zaznamenána predace na dospělcích tohoto hada (Musilová et al. 2011). Populace na jižní Moravě zatím nejsou ohroženy mývalem, i když v souvislosti se shodným biotopem obou druhů je otázkou času, kdy se to změní.

Šelmy mající předpoklad k využití antropogenního prostředí jsou typicky středního tělesného rámce, potravní oportunisté s vysokou reprodukční schopností a jsou behaviorálně přizpůsobiví (Fuller et al. 2010). Mezi benefity, vyplývající z adaptace na antropogenně modifikované prostředí, patří především dostatek refugií a široké potravní zdroje. To také může vést k vyšší denzitě populace v porovnání s přirozeným prostředím (Fuller et al. 2010; Bateman & Fleming 2012). Vysoká hustota osídlení ovlivňuje obě strany. Například se zvyšuje riziko konfliktu člověk – šelma, což může vést ke zranění až úhynu jednoho či druhého z nich (Baker & Harris 2007; Gehrt et al. 2010). Dále výrazně stoupá pravděpodobnost přenosu zoonóz na člověka, nebo domácí zvířata, a naopak antropóz ze zvířat na člověka (Duncan et al. 2013; Parsons et al. 2013; Rentería-Solís et al. 2013; Karamon et al. 2014).

Jelikož mýval je velmi adaptabilní (Crooks 2002; Zeveloff 2002; Cullingham et al. 2008), je také úspěšný v pronikání a začleňování se do lidského životního prostředí (Ikeda et al. 2004). Jeho vlastnost přizpůsobovat se synantropnímu způsobu života může zapříčinit přímý konflikt s člověkem, čímž může mj. vzrůst pravděpodobnost ekonomických ztrát (Michler & Hohmann 2005).

Urbanistická oblast jim poskytuje dostatek úkrytů a zdrojů potravy. Jako doplňkový zdroj potravy např. využívají odpadků (Prange et al. 2004; Bozek et al. 2007). Vysoká koncentrace těchto podmínek může ovlivňovat sociální strukturu a denzitu populace mývalů (Prange et al. 2003; Prange & Gehrt 2004; Santonastaso et al. 2012). Největší denzity a zároveň nejmenších rozměrů domovských okrsků dosahují právě ve městech (Prange et al. 2003). Stejně tak je pro něj výhodné invadovat zemědělskou krajinu, která je bohatá na potravní zdroje a zároveň je zde menší riziko přímého kontaktu člověk – mýval. Zde však je zvýšený konkurenční tlak původních druhů (či jiných invazních druhů) a to jak na potravní zdroje, tak úkryty (Hayama et al. 2006; Anděra & Gaisler 2012).

Na našem území již jsou zaznamenány škody způsobené mývalem v zahrádkářských koloniích a také odchyt ze zahrad domů či přímo z veřejného prostranství ve městě (Lipšová 2017; Krimi-Plzeň 2019). Pokud dojde k odchytu mývala, nemůže dojít k jeho zpětnému vypuštění do volné přírody. Je předán záchranné stanici, nebo je přivolána myslivecká stráž, která zvíře utratí. Prozatím není zřízeno vyplácení odškodnění na majetku či úrodě státem, pokud je způsobeno mývalem severním.

Po ekonomických ztrátách je třeba zohlednit riziko přenosu zoonóz, které se v urbanistických oblastech zvyšuje (Beltrán-Beck et al. 2012). Prozatím nebylo zjištěno, že by jedinci na našem území byli přenašeči škrkavky mývalí, avšak v sousedním Sasku je potvrzená vysoká prevalence (Renteria-Solis et al. 2018). Při silném nakažení může být pro paratenického hostitele, tedy i člověka, smrtelná (Murray 2002; Blizzard et al. 2010). Stejně nebezpečná může být vzteklina, která je potvrzena u populace mývala žijící na Ukrajině a západního Ruska. Na území Evropské unie je ve většině zemích prozatím stále eradikována, ale je na místě stálý monitoring situace (<<https://rbe.fli.de/site-page/queries> > citováno 8.2.2020).

7 Závěr

- Tato práce přiblížila rozšíření mývala severního v ČR na základě dat z mysliveckých statistik Ročního výkazu o honitbách, stavu a lovu zvěře na úrovni obcí s rozšířenou působností (celkem 205 ORP). Zpracovány byly výkazy za posledních sedm let (2011/12 až 2017/18).
- První odlovení jedinci jsou v mysliveckých statistikách zaznamenáni v mysliveckém roce 2003/2004 (28 mývalů). V mysliveckém roce 2017/18 jich bylo 1352.
- Během sedmi zpracovaných období byl odlov mývala severního nahlášen ve 118 ORP o společné rozloze 68,25 % území ČR. K největšímu nárůstu počtu odlovených jedinců došlo v Karlovarském kraji (o 4 142,86 %), dále v Ústeckém a Plzeňském kraji. Moravská populace mývala severního je nejpočetnější (co se odlovených jedinců týče) v Olomouckém kraji, kde v posledním porovnávaném období došlo k mírnému poklesu.
- 27 ORP hlásilo odlov mývala ve všech posledních třech letech (myslivecké roky 2015/16, 2016/17 a 2017/18). Jejich souhrnná rozloha tvoří 19,72 % území ČR. V těchto ORP lze předpokládat stabilní výskyt. Jedná se o 20 ORP v severozápadních Čechách a sedm na Moravě.
- Nejvyšší denzita odlovu byla zaznamenána v Karlovarském kraji (v roce 2017/18 odloveno 0,179 jedince na 100 ha). ORP s nejvyšší denzitou byla ORP Přerov, která v mysliveckém roce 2012/13 zaznamenala odlov 0,5892 mývala na 100 ha. Avšak v posledním porovnávaném roce se odlov snížil na 0,1788 jedince na 100 ha. Oproti tomu odlov v ORP Karlovy Vary se zvýšil z 0,1 odloveného jedince na 100 ha v roce 2011/12 na 0,4473 mývala na 100 ha (44,73krát větší denzita odlovu).
- Především díky mapovým a grafovým výstupům je vidět zvyšující se denzita odlovených jedinců a také zvětšující se areál rozšíření s distribucí obou samostatných populací. Mapy jsou zpracovány pro každý myslivecký rok zvlášť. Výsledky zpracované z mysliveckých statistik nejsou zakreslené daty nasbíranými v krátkodobých studiích či preferencí výzkumu a monitoringu na území chráněných oblastí, jako tomu může být v databázi biolib.cz nebo ND AOPK ČR.
- Byly shrnuty nedostatky managementu populace i kroky, které by mohly vést ke zlepšení. Především by mělo dojít ke zlepšení spolupráce mezi orgány státní správy a členy zájmových spolků, jejichž činnost souvisí s invazí nepůvodních druhů. Dále by mělo dojít k rozšíření pravomocí myslivců, nebo k překlasifikování mývala severního do kategorie lovné zvěře. Důležitá je také osvěta myslivců a jejich motivace ke spolupráci a podílení se na monitoringu populace.
- Byla navržena témata a oblasti k dalším studiím, které by mohly být aplikovány v regulačních opatřeních. Nejdůležitější jsou studie hodnotící intenzitu a směr šíření invaze populací a zabývají se vlivem invazního druhu na původní faunu.
- Zvláštní pozornost by měla být věnována oblastem s izolovanými populacemi kriticky ohrožených původních druhů (jako je např. užovka stromová) a směru šíření populací na území ČR i příhraničních oblastech, aby byla snížena pravděpodobnost zkřížení geneticky nepříbuzných populací.

8 Literatura

- Aliev FF, Sanderson GC. 1966. Distribution and status of the raccoon in the Soviet Union. *Journal of Wildlife Management*. **30**:497–502.
- ALKA Wildlife. 2020. Projekty ALKA Wildlife. Available from <https://www.alkawildlife.eu/projects#category=m%C3%BDval-severn%C3%AD> (accessed March 2020).
- Anděra M, Červený J. 2009. Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (Carnivora). Národní muzeum. Praha. ISBN: 9788070362594.
- Anděra M, Gaisler J. 2012. Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academia. Praha. ISBN: 9788020021854.
- Anděra M, Hanzal V. 1996. Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. II. Šelmy (Carnivora). Národní muzeum. Praha. ISBN: 8070361093.
- Anděra M. 2006. *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758) – Mýval severní. In: Mlíkovský J, Stýblo P. (eds.). *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP. Praha. s. 452–453. ISBN: 9788086770178.
- Anděra M. 2020. Mapa rozšíření *Procyon lotor* v České republice. In: Zicha O. (ed.) *Biological Library – BioLib*. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id49/> (accessed February 2020).
- AOPK. 2020a. Invazní druhy v ČR. Available from <http://invaznidruhy.nature.cz/caste-invazni-druhy-v-cr/> (accessed February 2020).
- AOPK. 2020b. Invazní živočichové. Available from <http://invaznidruhy.nature.cz/caste-invazni-druhy-v-cr/invazni-zivocichove/> (accessed February 2020).
- Baker PJ, Harris S. 2006. Does culling reduce fox (*Vulpes vulpes*) density in commercial forests in Wales, UK? *European Journal of Wildlife Research*. **52**:99–108. DOI:10.1007/s10344-005-0018-y.
- Baker PJ, Harris S. 2007. Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. *Mammalian Review*. **37**:297–315.
- Bartoszewicz M, Okarma H, Zalewski A, Szczęśna J. 2008. Ecology of the raccoon (*Procyon lotor*) from western Poland. *Annales Zoologici Fennici*. **45**:291–298.
- Bartoszewicz M. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Procyon lotor*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. Available from https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/p/procyon-lotor/procyon_lotor.pdf (accessed December 2016).
- Bateman PW, Fleming PA. 2012. Big city life: carnivores in urban environments. *Journal of Zoology*. **287**:1–23.

- Beasley JC, DeVault TL, Rhodes OE. 2007. Home-range attributes of Raccoons in a fragmented agricultural region of northern Indiana. *Journal of Wildlife Management*. **71**:844–850.
- Beasley JC, Rhodes OE. 2008. Relationship between Raccoon abundance and crop damage. *Human–Wildlife Conflicts*. **2**:248–259.
- Beltrán-Beck B, García FJ, Gortazar C. 2012. Raccoons in Europe: disease hazards due to the establishment of an invasive species. *European Journal of Wildlife Research*. **58**:5-15.
- Biedrzycka A, Konopiński M, Hoffman E, Trujillo A, Zalewski A. 2019 Comparing raccoon major histocompatibility complex diversity in native and introduced ranges: Evidence for the importance of functional immune diversity for adaptation and survival in novel environments. *Evolutionary Applications*. **2019**:1–16. DOI: 10.1111/eva.12898.
- Biedrzycka A, Zalewski A, Bartoszewicz M, Okarma H, Jędrzejewska E. 2014. The genetic structure of raccoon introduced in Central Europe reflects multiple invasion pathways. *Biological Invasions*. **16**:1611-1625.
- Blanton JD, Hanlon CA, Rupprecht CE. 2007. Rabies surveillance in the United States during 2006. *Journal of the American Veterinary Medical Association*. **231**:540–556.
- Blizzard EL, Davis CL, Henke S, Long DB, Hall CA, Yabsley MJ. 2010. Distribution, prevalence, and genetic characterization of *Baylisascaris procyonis* in selected areas of Georgia. *Journal of Parasitology*. **96**:1128–1133.
- Bondo KJ, Pearl DL, Janecko N, Boerlin P, Reid-Smith RJ, Parmley J, Jardine CM. 2016. Impact of Season, Demographic and Environmental Factors on Salmonella Occurrence in Raccoons (*Procyon lotor*) from Swine Farms and Conservation Areas in Southern Ontario. *PLoS ONE*. DOI: 10.1371/journal.pone.0161497.
- Borowy I. 2011. The Other Side of Bio-invasion: The Example of Acclimatization in Germany. Pages 153-169 in Rotherham ID, Lambert RA. *Invasive and introduced plants and animals: human perceptions, attitudes and approaches to management*. Washington, D. C.
- Boscherini A, Mazza G, Menchetti M. 2019. Time is running out! Rapid range expansion of the invasive northern raccoon in central Italy. *Mammalia*. **84**:98-101. DOI: 10.1515/mammalia-2018-0151.
- Bowman DD, Ulrich MA, Gregory DE, Neumann NR, Legg W, Stansfield D. 2005. Treatment of *Baylisascaris procyonis* infections in dogs with milbemycin oxime. *Veterinary Parasitology*. **129**:285–290.
- Bozek CK, Prange S, Gehrt SD. 2007. The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosystem*. **10**:413-425.
- Brook BW, Bradshaw CJA. 2006. Strength of evidence for density dependence in abundance time series of 1198 species. *Ecology*. **87**:1445–1451.
- Burns P. 2006. *American working terriers*. ISBN: 9781411660823. Available from <https://books.google.cz/books?id=sC4DNI6LYUcC&printsec=frontcover&dq=american+working+terriers&hl=cs&sa=X&ved=0ahUKEwiVjp->

- 7v8jJAhVEWhQKHemAFcQ6AEIHZA#v=onpage&q=american%20working%20terriers&f=false> (accessed November 2016).
- Buřič M, Bláha M, Kouba A, Drozd B. 2015. Upstream expansion of round goby (*Neogobius melanostomus*)-first record in the upper reaches of the Elbe river. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. **416**: 32.
- Carlsson NO, Jeschke JM, Holmqvist N, Kindberg J. 2010. Long-term data on invaders: when the fox is away, the mink will play. *Biol Invasions*. **12**:633–641.
- Cattadori IM, Haydon DT, Thirgood SJ, Hudson PJ. 2003. Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. *Oikos*. **100**:439–446.
- CDC. 2019. Rabies in the U.S. U.S. Department of Health & Human Services. Available from <https://www.cdc.gov/rabies/location/usa/index.html> (accessed February 2020).
- Cepek JD. 2004. Diet Composition of Coyotes in the Cuyahoga Valley National Park, Ohio. *Journal of Science*. **104**:60.
- Ćirović D, Milenković M. 2003. The first record of the free-ranging raccoon (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758) in Yugoslavia. *Mammalian Biology*. **68**:116-117. DOI: 10.1078/1616-5047-00070.
- Conner LM, Morris G. 2015. Impacts of mesopredator control on conservation of mesopredators and their prey. *Journal Plos One*. 10. Available from <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0137169> (accessed December 2015).
- Connolly JM. 1986. Raccoon assessment. Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife. Bangor, Maine. Page 47. Available from www1.maine.gov/ifw/pdfs/species_planning/mammals/raccoon/speciesassessmant.pdf (accessed November 2016).
- Conover MR. 1987. Reducing raccoon and birds damage to small corn plots. *Wildlife Society Bulletin*. **15**:268–272.
- Convention on Biological Diversity (CBD). 2002. Report of the sixth meeting of the conference of the parties to the Convention on Biological Diversity. Hague. 7 –19 April 2002. Available from <http://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-06/official/cop-06-20-en.pdf> (accessed November 2016).
- Crooks KR, Soule ME. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*. **400**:563–566.
- Crooks KR. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*. **16**:488–502.
- Cullingham CI, Pond BA, Kyle CJ, Rees EE, Rosatte RC, White BN. 2008. Combining direct and indirect genetic methods to estimate dispersal for informing wildlife disease management decisions. *Molecular Ecology*. **17**:4874–4886.

- Červený J, Anděra M, Koubek P, Homolka M, Toman A. 2001. Recently expanding mammal species in the Czech Republic: distribution, abundance and legal status Beiträge zur Jagd- und Wildforschung. **26**:111-125.
- Česko. Zákon č. 246 ze dne 15. dubna 1992 na ochranu zvířat proti týrání. In: Sbíрка zákonů České republiky. 1992. částka 50. s. 1284-1290.
- Česko. Zákon č. 349 ze dne 11. září 2009 o ochraně přírody a krajiny. In: Sbíрка zákonů České republiky. 2009. částka 109. s. 4886-4901.
- Česko. Zákon č. 449 ze dne 27. listopadu 2001 o myslivosti. In: Sbíрка zákonů České republiky. 2001. částka 168. s. 9747-9770.
- Česko. Zákon č. 99 ze dne 10. února 2004 o rybářství. In: Sbíрка zákonů České republiky. 2004. částka 32. s. 1506-1522.
- Český statistický úřad (ČSÚ). 2017. Malý lexikon obcí. Available from <https://www.czso.cz/csu/czso/maly-lexikon-obci-ceske-republiky-2017> (accessed October 2019).
- ČTK. 2020. Novelu, která má omezit invazní druhy, vláda schválila. ČTK. Available from <https://www.ceskenoviny.cz/zpravy/novelu-ktera-ma-omezit-invazni-druhy-vlada-schvalila/1838099> (accessed February 2020).
- Dähnert L, Conraths FJ, Reimer N, Groschup MH, Eiden M. 2018. Molecular and serological surveillance of hepatitis E virus in wild and domestic carnivores in Brandenburg, Germany. *Transbound Emerg Dis.* **65**:1377–1380.
- Davis MA. 2005. Invasion Biology 1958-2004: The Pursuit of Science and Conservation. Chapter 2 in Cadotte MW, McMahon SM, Fukami T. (eds.). *Conceptual ecology and invasions biology: reciprocal approaches to nature.* Kluwer Publishers, London. Available from <http://www.cedarcreek.umn.edu/biblio/fulltext/t1972.pdf>. (accessed March 2014).
- Dharmarajan G, Beasley JC, Fike JA, Rhodes OE. 2009. Population genetic structure of raccoons (*Procyon lotor*) inhabiting a highly fragmented landscape. *Canadian Journal of Zoology.* **87**:814–824.
- Drimaj J. 2018. Psík mývalovitý a mýval severní. *Časopis myslivost.* **5**:20. Available from <https://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2018/Kveten-2018/Psik-myvalovity-a-myval-severni> (accessed February 2020).
- Dueser RD, Moncrief ND, Keiss O, Martin JD, Porter JH, Truitt BR. 2013. Overwater Movement of Raccoons (*Procyon lotor*) in a Naturally Fragmented Coastal Landscape. *Northeastern Naturalist.* **20**:511-528.
- Duncan C, Krafur G, Podell B, Baeten LA, LeVan I, Charles B, Ehrhart EJ. 2013. Leptospirosis and Tularaemia in Raccoons (*Procyon lotor*) of Larimer County, Colorado. *Zoonoses and public health.* **59**:29-34.
- Durantel P. 2004. *Myslivost: encyklopedie lovu, zbraní, zvěře a loveckých psů.* Fragment. Havlíčkův Brod. ISBN: 8072008943.

- Ellis JC, Shulman MJ, Jessop H, Suomala R, Morris SR, Seng V, Wagner M, Mach K. 2007. Impact of raccoons on breeding success in large colonies of great black-backed gulls anderring gulls. *Waterbirds*. **30**:375–383. DOI: 10.1675/1524.
- Ellison SA, Swanson BJ. 2016. Individual Identification of Raccoons (*Procyon lotor*) Using Track Plate Foot Printing *The American Midland Naturalist*. **176**:306-312. DOI: 10.1674/0003-0031-17.
- Elton CS. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen. London. ISBN: 9780412114304.
- Endres KM, Smith WP. 2013. Influence of age, sex, season and availability on den selection by raccoons within the central basin of Tennessee. *American Midland Naturalist*. **129**:116–131.
- Engelmann A, Köhnemann B, Michler F-UF. 2011. Nahrungsökologische Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritznationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung individueller Parameter. *Beitr Jagd- u Wildforsch*. **36**:587–604.
- Engeman RM, Duffiney A, Braem S, Olsen Ch, Constantin B, Small P, Dunlap J, Griffin JC. 2010. Dramatic and immediate improvements in insular nesting success for threatened sea turtles and shorebirds following predator management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. **395**: 147-152.
- Engeman RM, Martin RE, Constantin B, Noel R, Woolard J. 2003. Monitoring predators to optimize their management for marine turtle nest protection *Biological Conservation*. **113**:171-178.
- Evropská Unie. Nařízení č. 1143 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Pages 35-55. In: Úřední věstník Evropské unie. 2014. částka 317. Brusel.
- Faber M, Dietzschold B, Li J. 2009. Immunogenicity and safety of recombinant rabies viruses used for oral vaccination of stray dogs and wildlife. *Zoonoses Public Health*. **56**:262–269.
- Fiderer C, Göttert T, Zeller U. 2019. Spatial interrelations between raccoons (*Procyon lotor*), red foxes (*Vulpes vulpes*), and ground-nesting birds in a Special Protection Area of Germany. *European Journal Wildlife*. **65**:14. DOI: 10.1007/s10344-018-1249-z.
- Fisher ML, Hochkirch A, Heddergott M, Schulze Ch, Anheyer-Behemenburg HE, Lang J, Michler F-U, Hohmann U, Ansorge H, Hoffmann L, Klein R, Frantz AC. 2015. Historical Invasion Records Can Be Misleading: Genetic Evidence for Multiple Introductions of Invasive Raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. *Journal Plos One*. **10**. Available from <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0125441> (accessed December 2016).
- Fischer ML, Salgado I, Beninde J, Klein R, Frantz AC, Heddergott M, Hochkirch A. 2017. Multiple founder effects are followed by range expansion and admixture during the invasion process of the raccoon (*Procyon lotor*) in Europe. *Diversity and Distributions*. **23**:409–420. DOI: 10.1111/ddi.12538.

- Fischer ML, Sullivan MJP, Greiser G, Guerrero-Casado J, Heddergott M, Hohmann U, Keuling O, Lang J, Martin I, Michler F-U, Winter A, Klein R. 2016. Assessing and predicting the spread of non-native raccoons in Germany using hunting bag data and dispersal weighted models. *Biological Invasions*. **18**:57-71.
- Flasar I, Flasarová M. 1995. Die Wirbeltierfauna Nordwestböhmens (severozápadní Čechy). Die bisherigen Ergebnisse ihrer Erforschung. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně. Ústí nad Labem. ISBN: 8070441100.
- Frantz AC, Cyriacks P, Schley L. 2005. Spatial behaviour of a female raccoon (*Procyon lotor*) at the edge of the species' European distribution range. *European Journal of Wildlife Research*. **51**:126–130.
- Frantz AC, Heddergott M, Lang J, Schulze C, Ansorge H, Runge M, Horsburgh GJ. 2013. Limited mitochondrial DNA diversity is indicative of a small number of founders of the German raccoon (*Procyon lotor*) population. *European Journal of Wildlife Research*. **59**:665–674. DOI: 10.1007/s10344-013-0719-6.
- Fretwell SD, Lucas HL. 1969. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica*. **19**:16–36.
- Fritzell EK. 1977. Dissolution of Raccoon Sibling Bonds. *Journal of Mammalogy*. **58**:426-428.
- Fritzell EK. 1978. Aspects of raccoon (*Procyon lotor*) social organization. *Canadian Journal of Zoology*. **56**:260-271.
- Fuller TK, Destefano S, Warren PS. 2010. Carnivore behavior and ecology, and relationship to urbanization. In: Gehrt SD, Riley SPD, Cypher BL (Eds.). *Urban carnivores: ecology, conflict, and conservation*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. Pages 13–19. ISBN: 9780801893896.
- Gabryś G, Nowaczyk J, Ważna A, Kościelska A, Nowakowska K, Cichocki J. 2014. Expansion of the raccoon *Procyon lotor* in Poland. *Acta Biologica*. **21**:169-181.
- Gardner AA, Wozencraft WCh. *Procyon lotor* [online]. Integrated Taxonomic Information System. Available from <https://www.itis.gov/> (accessed March 2017).
- Garmestani AS, Percival HF. 2005. Raccoon removal reduces sea turtle nest predation in the Ten Thousand Islands of Florida *Southeastern Nat.*, **4**:469-472.
- Garrott RA, White PJ, White CAV. 1993. Overabundance: an issue for conservation biologists? *Conservation Biology*. **7**:946–949.
- Gebauer R, Divíšek J, Buřič M, Večeřa M, Kouba A, Drozd B. 2017. Distribution of alien animal species richness in the Czech Republic. *Ecological Evolution*. **8**:4455–4464. DOI: 10.1002/ece3.4008.
- Gehrt SD, Fritzell EK. 1997. Sexual differences in home ranges of raccoons. *Journal Mammal*. **78**:921-931.

- Gehrt SD, Fritzell EK. 1998. Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions: group structure in a solitary carnivore. *Journal of Animal Behaviour*. **55**:1211–1227.
- Gehrt SD, Gergits WF, Fritzell EK. 2008. Behavioral and genetic aspects of male social groups in raccoons. *Journal of Mammalogy*. **89**:1473-1480.
- Gehrt SD, Riley SPD, Cypher BL. 2010. *Urban carnivores: ecology, conflict, and conservation*. Johns Hopkins University Press. Baltimore. Page 304. ISBN: 9780801874161.
- Gehrt SD. 2003. Raccoons. In: Feldhamer GA, Thompson BC, Chapman JA (Eds.). *Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation*. Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, USA. Pages 611-634. ISBN: 9780801874161.
- Glueck TF, Clark WR, Andrews RD. 1988. Raccoon movement and habitat use during the fur harvest season. *Wildlife Society Bulletin*. **16**:6–11.
- Görner T. 2020. *Neovision vision*. AOPK. Available from https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=88916 (accessed January 2020).
- Hányš R. 2013. Myslivci mají spadeno na přemnožené mývaly a psyky, kteří škodí zvěři. *iDNES.cz*. Available from https://www.idnes.cz/olomouc/zpravy/myval-a-psiky-myvalovity-se-v-kraji-premnozili-myslivci-zadaji-vyjimku.A131125_2004337_olomouc-zpravy_tas (accessed February 2020).
- Hányš R. 2018. Mývaly smí na Hané střílet každý lovec, výrazný úbytek ale čekat nelze. *iDNES.cz*. Available from https://www.idnes.cz/olomouc/zpravy/olomoucky-kraj-myval-severni-psik-myvalovity-premnozeni-povoleni-odstrelu-prostejovsko.A181208_444338_olomouc-zpravy_stk (accessed February 2020).
- Hayama H, Kaneda M, Tabata M. 2006. Rapid range expansion of the feral raccoon (*Procyon lotor*) in Kanagawa Prefecture, Japan, and its impact on native organisms. In: Koike F, Clout MN, Kawamichi M, De Poorter M, Iwatsuki K (eds). *Assessment and control of biological risks*. Shouwado Book Sellers, Kyoto and IUCN. Pages 196–199.
- Heddergott M, Frantz AC, Stubbe M, Stubbe A, Ansorge H, Osten-Sacken N. 2017. Seroprevalence and risk factors of *Toxoplasma gondii* infection in invasive raccoons (*Procyon lotor*) in Central Europe. *Parasitology Res*. **116**:2335–2340.
- Hejný SV, Jehlík V, Kopecký K, Kropáč Z, Lhotská M. 1964. Karanténní plevel Československa. *Studie Československé Akademie Věd*. **8**: 1-156.
- Helgen KM, Wilson DE. 2003. Taxonomic status and conservation relevance of the raccoons (*Procyon* spp.) of the West Indies. *Journal of Zoology*. **259**:69-76.
- Helgen KM, Wilson DE. 2006. A systematic and Zoogeographic Overview of the Raccoons of Mexico and Central America. In Sánchez-Cordero V, Medellín RA. *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa*. Instituto de Ecología of the Universidad Nacional Autónoma de México. Mexico City. ISBN: 9789703226030.

- Henner CM, Chamberlain MJ, Leopold BD, Burger LW. 2004. A multi-resolution assessment of Raccoon den selection. *Journal of Wildlife Management*. **68**:179–187.
- Heptner VG, Sludskii AA. 2002. Mammals of the Soviet Union. Vol. II, part 1b, Carnivores (*Mustelidae* & *Procyonidae*). 2nd ed. Smithsonian Institution Libraries and National Science Foundation. Washington D. C. ISBN: 9004088768. Available from https://archive.org/stream/mammalsofsov212001gept/mammalsofsov212001gept_djvu.txt (accessed December 2016).
- Herzog CJ, Kays RJ, Ray JC, Gompper JM, Zielinski WJ. 2007. Using patterns in track-plate footprints to identify individual fishers. *Journal of Wildlife Management*. **71**:955–963.
- Heske E, Robinson SD, Brawn J. 2001. Nest predation and Neotropical migrant songbirds: piecing together the fragments. *Wildlife Social Bulletin*. **29**:52–61. DOI: 10.2307/3783980.
- Heske EJ, Ahlers AA. 2016. Raccoon (*Procyon lotor*) Activity is Better Predicted by Water Availability than Land Cover in a Moderately Fragmented Landscape. *Northeastern Naturalist*. **23**:352–363.
- Hisey JR. 2014. Spatio-temporal dispersion of kin groups of the raccoon (*Procyon lotor*). *The Southwestern Naturalist*. **59**:529–541.
- Hohmann U, Bartussek I. 2011. Der Waschbär. Oertel & Sporer. 3rd ed. Reutlingen. ISBN: 3886273199.
- Hohmann U, Voigt S, Andreas U. 2001. Quo Vadis raccoon? New visitors in our backyards - on the urbanization of an allochthone carnivore in Germany. In: Gottschalk E, Barkow A, Mühlenberg M, Settele J (eds.). *Naturschutz und Verhalten*. UFZ-Berichte, Lipsko. Pages 143–148. ISBN: 3894328967.
- Holub J, Jirásek V. 1967. Zur Vereinheitlichung der Terminologie in der Phytogeographie. *Folia Geobot. Phytotax.* **2**:69–113.
- Chamberlain MJ, Austin J, Leopold BD, Burger LW. 2007. Effects of landscape composition and structure on core-use areas of Raccoons (*Procyon lotor*) in a prairie landscape. *American Midland Naturalist*. **158**:113–122.
- Chamberlain MJ, Leopold BD. 2002. Spatio-temporal relationships among adult raccoons (*Procyon lotor*) in central Mississippi. *American Midland Naturalist*. **148**:297–308.
- Chytrý M, Pyšek P. 2009. Kam se šíří zavlečené rostliny? 1: Rozdíly v invadovanosti velkých území. *Živa*. **1**:11–14.
- Chytrý M. 2018. Petr Pyšek – šedesátník plný elánu. *Živa*. Available from <http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/petr-pysek-sedesatnik-plny-elanu.pdf> (accessed January 2020).
- Ikeda T, Asano M, Matoba Y, Abe G. 2004. Present status of invasive alien raccoon and its impact in Japan. *Journal of Global Environmental Research*. **8**:125–131.

- Imperio S, Ferrante M, Grignetti A, Santini G, Focardi S. 2010. Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? *Wildlife Biology*. **16**:205-214. DOI: 10.2981/08-051.
- IUCN. 2016. *Procyon lotor* – range map. The IUCN Red List of Threatened Species. Available from <http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=41686> (Accessed January 2017).
- IUCN. 2020. Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Gland (Switzerland): International Union for the Conservation of Nature. Available from <http://iucn.org> (accessed January 2020).
- Jennings JB, Kennedy ML, Houston AE, Carver BD. 2006. Predation on artificial nests of northern bobwhites, *Colinus virginianus*, by mammalian mesopredators: does the problem-individual paradigm fit? *The Canadian-Field Naturalist*. **120**:452–456.
- Jernelöv A. 2017. Raccoons in Europe (Germany). In: *The Long-Term Fate of Invasive Species*. Springer. DOI: 10.1007/978-3-319-55396-2_15.
- Jeschke JM, Strayer DL. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *PNAS*. **102**:7198-7202.
- Jiménez JE, Conover MR. 2001. Ecological approaches to reduce predation on ground-nesting gamebirds and their nests. *Wildlife Society Bulletin Journal*. **29**:62-69.
- Johnson DP, Kays R, Blackwell PG, Macdonald DW. 2002. Does the resource dispersion hypothesis explain group living? *Trends in Ecology and Evolution*. **17**:563-570.
- Jones JL, Parise ME, Fiore AE. 2014. Neglected parasitic infections in the United States: toxoplasmosis. *American Journal Trop Med Hygiene*. **90**:794–799.
- Kamler JF, Gipson PS. 2004. Survival and Cause-specific mortality among furbearers in a protected area. *The American Midland Naturalist Journal*. **151**:27-34.
- Karamon J, Kochanowski M, Cencek T, Bartoszewicz M, Kusyk P. 2014. Gastrointestinal helminths of raccoons (*Procyon lotor*) in western Poland (Lubuskie province) - with particular regard to *Baylisascaris procyonis*. *Bulletin of the Veterinary institute in Pulawy*. **58**:547–552.
- Kaufmann JH. 1982. Raccoon and allies. In: Chapman JA, Feldhamer GA (eds). *Wild mammals of North America*. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Kazacos KR, Kilbane TP, Zimmerman KD, Chavez-Lindell T, Parman B, Lane T, Carpenter LR, Green AL, Mann PM, Murphy TW, Bertucci B, Gray AC, Goldsmith TL, Cunningham M, Stanek KR, Blackmore C, Yabsley MJ, Montgomery SP, Bosserman E. 2011. Raccoon roundworms in pet kinkajous—three states, 1999 and 2010. *Morbidity and Mortality Weekly Report*. **60**:302-305.
- Kazacos KR. 2001. *Baylisascaris procyonis* and related species. In: Samuel WM, Pybus MJ, Kocan AA (eds.). *Parasitic diseases in wild mammals*. 2nd ed. Iowa State University Press. Ames, Iowa. Pages 301–341. ISBN: 9780813829784.

- Keller RP, Geist J, Jeschke JM, Kühn I. 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environment Science European*. 23:23. DOI: 10.1186/2190-4715-23-23.
- Keller RP, Lodge DM, Lewis M, Shogren J. 2009. *Bioeconomics of Invasive Species: Integrating Ecology, Economics, Policy and Management*. Oxford University Press. New York.
- Keller SR, Taylor DR. 2010. Genomic admixture increases fitness during a biological invasion. *Journal of Evolution Biology*. 23:1720–1731.
- Kent L, Tang-Martínez Z. 2014. Evidence of individual odors and individual discrimination in the raccoon, *Procyon lotor*. *Journal of Mammalogy*. 95:1254-1262.
- Kirby RB, Cherry MJ, Muller LI, Warren RJ, Chamberlain MJ, Conner LM. 2016. Indirect predation management in a longleaf pine ecosystem: Hardwood removal and the spatial ecology of raccoons. *Forrest Ecology and Management*. 381:327-334.
- Kolar CS, Lodge DM. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecology Evolution*. 16:199–204. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02101-2.
- Kolbe JJ, Larson A, Losos JB, de Queiroz K. 2008. Admixture determines genetic diversity and population differentiation in the biological invasion of a lizard species. *Biol Lett*. 4:434–437.
- Kornacka A, Cybulska A, Popiolek M, Kusmierek N, Moskwa B. 2018. Survey of *Toxoplasma gondii* and *Neospora caninum* in raccoons (*Procyon lotor*) from the Czech Republic, Germany and Poland. *Veterinary Parasitology*. 262:47–50.
- Krimi Plzeň. 2019. Nudíte se? Pořídte si medvídku. Available from <https://www.krimi-plzen.cz/a/nudite-te-se-poridte-si-medvidka/> (accessed January 2020).
- Kruse H, Kirkemo AM, Handeland K. 2004. Wildlife as source of zoonotic infections. *Emerging Infectious Diseases journal*. 10:2067-2072.
- Křivánek M. 2004. Rostlinné invaze – pět otázek a pět odpovědí. *Ochrana přírody*. 59:10-12. Available from <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/res/archive/003/000462.pdf?seek=1234980318> (accessed February 2020).
- Křížová B. 2019. Nepůvodní druhy živočichů ve světle unijní a české právní úpravy. *Acta universitatis carolinae – iuridica*. 3:55-68. DOI: 10.14712/23366478.2019.28.
- Kutal M, Anděra M, Bartonička T, Čepelka L, Suchomel J, Duřa J, Romportl D. 2016. Vyhodnocení početnosti a mezidruhových vazeb savců na území NP ČR a analýza vlivu a významu dotčených druhů na ekosystémy vyskytující se v zájmovém území. Mendelova univerzita. Lesnická a dřevařská fakulta.
- Laštůvka Z, Šefrová H. 2012. Nepůvodní druhy živočichů. Pages 705-712. In Machar I, Drobilová L. 2012. *Ochrana přírody a krajiny v České republice: vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-244-3041-6.

- Lazell JD. 1989. Wildlife of the Florida Keys: a natural history. Island Press. Washington D. C. ISBN: 0933280971.
- Leberg PL, Kennedy ML. 1988. Demography and habitat relationships of raccoons in western Tennessee. Proceedings of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies. **42**:272-282.
- Leicht E. 2009. Waschbär – kleiner Feldversuch mit großer Wirkung. AFZ der Wald. **11**:570-573.
- Lieury N, Ruetter S, Devillard S, Albaret M, Drouyer F, Baudoux B, Millon A. 2015. Compensatory Immigration Challenges Predator Control: An Experimental Evidence-Based Approach Improves Management. Journal of Wildlife Management. **79**:425-434.
- Lipšová V. 2017. Počátek populační expanze mýval severního v ČR – stávající situace na Chomutovsku [BSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Lotze J-H, Anderson S. 1979. *Procyon lotor*. Mammalian Species. **119**:1-8.
- Lutz W. 1984. The distribution of the raccoon (*Procyon lotor*, Linne 1758) in Central Europe. Zeitschrift für Jagdwiss. **30**:218–228.
- Lutz W. 1995. Occurrence and morphometrics of the raccoon (*Procyon lotor* L.) in Germany. Annales Zoologici Fennici. **32**:15–20.
- Lutz W. 1996. The introduced raccoon *Procyon lotor* population in Germany. Wildlife Biology. **2**:228.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. Ecological Applications. Ecological Applications. **10**:689-710.
- Machar I, Drobilová L. 2012. Ochrana přírody a krajiny v České republice: vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-244-3041-6.
- Matějček T. 2009. Invazní druhy – aktuální environmentální problém. Geografické rozhledy. **18**:12–13.
- Matějů J, Dvořák S, Tejrovský V, Bušek O, Ježek M, Matějů Z. 2012. Current distribution of *Procyon lotor* in north-western Bohemia, Czech Republic (Carnivora: *Procyonidae*). Journal Lynx. **43**:133-140.
- McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. Urban Ecosystems. **11**:161–176.
- McNeely JA. 2001. The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species. IUCN. Gland Switzerland and Cambridge UK. Pages 242. ISBN: 2831706025.
- Michler F-U, Hohmann U. 2005. Investigations on the ethological adaptations of the raccoon (*Procyon lotor* L., 1758) in the urban habitat using the example of the city of Kassel, North Hesse (Germany) and the resulting conclusions for conflict management. In: Pohlmeier K (ed.). Extended Abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game

- Biologists. DSV-Verlag Hamburg. Hannover. Pages 417-418. ISBN: 3884124315 9783884124314.
- Michler F-U, Köhnemann BA. 2008. Camera traps - a suitable method to investigate the population ecology of raccoons (*Procyon lotor*) - In: Special issue to Mammalian Biology 73. Abstracts to the 82nd Annual Meeting of the German Society of Mammalogy. Vienna. Project Waschbär. Available from http://www.projekt-waschbaer.de/fileadmin/user_upload/Michler_Koehnemann_Abstract_VWJD_Muenchen_2008.pdf (accessed November 2016).
- Michler FU, Köhnemann BA. 2012. Ökologische, ökonomische und epidemiologische Bedeutung des Waschbären (*Procyon lotor*) in Deutschland- eine aktuelle Übersicht. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung. **37**:389–397.
- Miles P. 1994. Nálezy některých vzácnějších druhů obratlovců v období let 1966–1994 (vyjma třídy Aves–ptáci). Prunella. **20**:25–32.
- Miller JE, Leopold BD. 1992. Population influences: predators. In: Dickson JG (Ed.). The Wild Turkey: Biology and Management. Stackpole Books. Harrisburg, Pennsylvania, USA. Pages 101-118. ISBN: 9780811718592.
- Mináriková T, Šíma J, Poledník L, Čamlík G, Poledníková K. 2015. Návrh opatření snižujících vliv invazních šelem na faunu České republiky. ALKA Wildlife.
- Ministerstvo životního prostředí (MŽP). 2020. ČR více ochrání své přírodní bohatství, vláda dnes schválila tzv. antiinvazní novelu zákona o přírodě a krajině a dalších předpisů. Tisková zpráva. Available from https://www.mzp.cz/cz/news_20200106_vlada-schvalila-novelu-pro-boj-s-invaznimi-druhy (accessed February 2020).
- Mlíkovský J, Stýblo P. 2006. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP Vlašim. Praha. ISBN: 8086770176.
- Mooney HA, Cleland EE. 2001. The evolutionary impact of invasive species. Colloquium. **98**:5446-5451.
- Moravec J (ed.). 2015. Fauna ČR.: Plazi - Reptilia. Praha. Academia. ISBN: 9788020024169.
- Mosillo M, Heske EJ, Thompson JD. 1999. Survival and movements of translocated raccoons in northcentral Illinois. Journal of Wildlife Management. **63**:278–286.
- Murray WJ. 2002. Human infections caused by raccoon roundworm, *Baylisascaris procyonis*. Clinical Microbiology Newsletter. **24**:1-7.
- Muschik I, Gabelmann K, Schäuble D, Köhnemann B, Michler F-U. 2009. From litter tree to dispersal – Insights into the social development of raccoon (*Procyon lotor* L.) families obtained by VHF telemetry in northeastern Germany. In: Proceedings of the XXIXth Congress of the International Union of Game Biologists, Book of Abstracts Part 2. Moscow. Pages 140. Available from http://www.projekt-waschbaer.de/fileadmin/user_upload/iugbmuschik.pdf (accessed November 2016).
- Musilová R, Alexander Š, Janoušek K. 2011. Mýval severní – vetřelec v Poohří. Myslivost. **59**:2–4.

- NATURA 2000. 2020. Doupovské hory. AOPK ČR. Available from <http://www.natura.cz/natura2000-design3/sub-text.php?id=6048&akce=hledat&ssHledat=Doupovsk%C3%A9%20hory> (accessed March 2020).
- Nentwig W, Kuhnel E, Bacher S. 2010. A Generic Impact-Scoring System Applied to Alien Mammals in Europe. *Conservation Biology*. **24**:302-311.
- Nowakiewicz A, Zięba P, Ziółkowska G, Gnat S, Muszyńska M, Tomczuk K, Dziedzic BM, Ulbrych L, Trościańczyk A. 2016. Free-Living Species of Carnivorous Mammals in Poland: Red Fox, Beech Marten, and Raccoon as a Potential Reservoir of *Salmonella*, *Yersinia*, *Listeria* spp. and Coagulase-Positive *Staphylococcus*. *PLoS ONE*. **11**. Available from <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0155533> (accessed January 2017).
- Oehler JD, Litvaitis JA. 1996. The role of spatial scale in understanding response of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Canadian Journal of Zoology*. **74**:2070–2079.
- Osaki A, Sashika M, Abe G, Shinjo K, Fujimoto A, Nakai M, Shimozuru M, Tsubota T. 2019. Comparison of feeding habits and habitat use between invasive raccoons and native raccoon dogs in Hokkaido, Japan. **19**:35. DOI: 10.1186/s12898-019-0249-5.
- Owen SF, Berl JL, Edwards JW, Ford WM, Wood DB. 2015. Raccoon (*Procyon lotor*) diurnal den use within an intensively managed forest in central West Virginia. *The American Midland Naturalist Journal*. **22**:41-52.
- Owen SF, Edwards JW, Ford WM, Crum JM, Wood DB. 2004. Raccoon roundworm in raccoons in central West Virginia. *Northeastern Naturalist*. **11**:137–142.
- Page LK, Gehrt SD, Robinson NP. 2008. Land-use effects on prevalence of raccoon roundworm (*Baylisascaris procyonis*). *Journal of Wildlife Diseases*. **44**:594–599.
- Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, Von Holle B, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*. **1**:3–19.
- Parsons AW, Simons TR, O'Connell Jr. AF. 2013. Demographics, diet, movements, and survival of an isolated, unmanaged raccoon *Procyon lotor* (*Procyonidae*, *Carnivora*) population on the Outer Banks of North Carolina. *Journal of Mammalia*. **77**:21-30.
- Pergl J, Sádlo J, Petrusek A, Laštůvka Z, Musil J, Perglová I, Šanda R, Šefrová H, Šíma J, Vohralík V, Pyšek P. 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *Neobiota*. **28**:1-37.
- Perrings Ch, Burgiel S, Lonsdale M, Mooney H, Williamson M. 2010. International cooperation in the solution to trade-related invasive species risks. *Annual N.Y. Academic Science*. **1195**:198–212. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2010.05453.x 198.
- Pitt JA, Larivière S, Messier F. 2006. Efficacy of Zoletil for field immobilization of raccoons. *Wildlife Society Bulletin*. **34**:1045–1048.

- Pitt JA, Larivière S, Messier F. 2008a. Social organization and group formations of raccoons at the edge of their distribution. *Journal of Mammalogy*. **89**:646-653.
- Pitt JA, Larivière S, Messier F. 2008b. Survival and body condition of raccoons at the edge of the range. *Journal of Wildlife Management*. **72**:389–395.
- Plesník J. 2014. Invazní nepůvodní druhy ve světě a v České republice: Větřelci za branami. *Nika*. **35**:24-29.
- Poledník L, Čamlík G, Zápotočný Š, Poledníková K, Beran V. 2009. Průzkum savců v Přírodní rezervaci Věstonická nádrž, závěrečná zpráva 2009. ALKA Wildlife, o.p.s.
- Poledník L, Poledníková K. 2010. Monitoring, regulace a eradikace norka amerického v České republice – metodická doporučení. ALKA Wildlife, o.p.s. Pages 30. Available from http://www.alkawildlife.eu/page.php?mx=17_ke-stazeni&ax=82_nepublikovane-odbornezpravy&lxcz&ft=&us=https://www.alkawildlife.eu/media/Monitoring%20a%20Oregulace%20norka%20americk%C3%A9ho%20-%20metodika.pdf (accessed January 2020).
- Poledníková K, Poledník L, Čamlík G, Chudý A, Ridzoň J. 2014. Invazivní šelmy na česko-slovenském pomezí. Neovision projekt. ALKA Wildlife, o.p.s.
- Popiołek M, Szczęsna-Staśkiewicz J, Bartoszewicz M, Okarma H, Smalec B, Zalewski A. 2011. Helminth parasites of an introduced invasive carnivore species, the raccoon (*Procyon lotor* L.), from the Warta Mouth National Park (Poland). *Journal of Parasitology*. **97**:357-360.
- Prange S, Gehrt SD, Wiggers EP. 2003. Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. *Journal of Wildlife Management*. **67**:324–333.
- Prange S, Gehrt SD, Wiggers EP. 2004. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy*. **85**:483-490.
- Příběk J. 1944. Zajímavý úlovek při norování. *Stráž myslivosti*. **21**:192.
- Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J. 2004. Alien plants in checklists and floras: Towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*. **53**:131-143.
- Pyšek P, Sádlo J. 2004. Zavlečené rostliny - Sklízíme, co jsme zaseli? *Vesmír*. **83**:35-40. Available from <http://www.vesmir.cz> (accessed September 2016).
- Pyšek P, Tichý L. 2001. Rostlinné invaze. Rezekvítek. Brno. ISBN: 8090295444.
- Pyšek P. 1996. Biologické invaze I. Historické a geografické souvislosti. *Živa*. **1**:4-7.
- Pyšková K, Kauzál O, Storch D, Horáček I, Pergl J, Pyšek P. 2018. Carnivore distribution across habitats in a central-European landscape: a camera trap study. *ZooKeys*. **770**:227–246. DOI: 10.3897.770.22554.
- Rentería-Solís Z, Birka S, Schmäschke R. 2018. First detection of *Baylisascaris procyonis* in wild raccoons (*Procyon lotor*) from Leipzig, Saxony, Eastern Germany. *Parasitol Res* **117**:3289–3292. DOI: 10.1007/s00436-018-5988-2.

- Renteria-Solis Z, Forster C, Aue A, Wittstatt U, Wibbelt G, König M. 2014. Canine distemper outbreak in raccoons suggests pathogen interspecies transmission amongst alien and native carnivores in urban areas from Germany. *Vet Microbiology*. **174**:50–59.
- Rentería-Solís ZM, Hamedy A, Michler F-U, Michler BA, Lücker E, Stier N, Wibbelt G, Riehn K. 2013. *Alaria alata* mesocercariae in raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. *Parasitology Research*. **112**:3595–3600.
- Reynolds JC, Short MJ, Leigh RJ. 2004. Development of population control strategies for mink *Mustela vison*, using floating rafts as monitors and trap sites. *Biological Conservation*. **120**:533-543.
- Ricciardi A. 2003. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshwater Biology*. **48**:972–98.
- Richardson D, Pyšek P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress Physical Geography*. **30**:409–431.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. **6**:93–107.
- Richardson DM, Ricciardi A. 2013. Misleading criticism of invasion science: a field guide. *Diversity and Distributions*. **19**:1461-1467. Available from <http://wileyonlinelibrary.com/journal/ddi> (accessed November 2016).
- Richardson DM, Wilgen BW. 2004. Invasive alien plants in South Africa: how well do we understand the ecological impacts? *South African Journal of Science*. **100**:45–52.
- Riley SP, Hadidian J, Manski DA. 1998. Population density, survival, and rabies in raccoons in an urban national park. *Canadian Journal of Zoology*. **76**:1153–1164.
- Rivest P, Bergeron JM. 1981. Density, food habits, and economic importance of raccoons (*Procyon lotor*) in Quebec agrosystems. *Canadian Journal of Zoology*. **59**:1755–1762.
- Rodewald AD, Gehrt SD. 2014. Wildlife-population dynamics in urban landscapes. In: McCleery, RA, Moosman CE, Peterson MN (Eds.). *Urban Wildlife Conservation: Theory and Practice*. Springer. New York. Pages 117-145. ISBN: 9781489975003.
- Rollins D, Carroll JP. 2001. Impacts of predation on northern bobwhite and scaled quail. *Wildlife Society Bulletin Journal*. **29**:33-38.
- Rosatte R, Ryckman MK, Proceviat S, Allan M, Bruce L, Donovan D, Davies JC. 2010. Density, movements, and survival of raccoons in Ontario, Canada: implications for disease spread and management. *Journal Mammal*. **91**:122-135.
- Roscoe DE. 1993. Epizootiology of canine distemper in New Jersey raccoons. *Journal of Wildlife Diseases*. **29**:390–395.
- Rotherham ID. 2011. History and Perception in Animal and Plant Invasions – The Case of Acclimatization and Wild Gardeners. In: Rotherham ID, Lambert RA. *Invasive and*

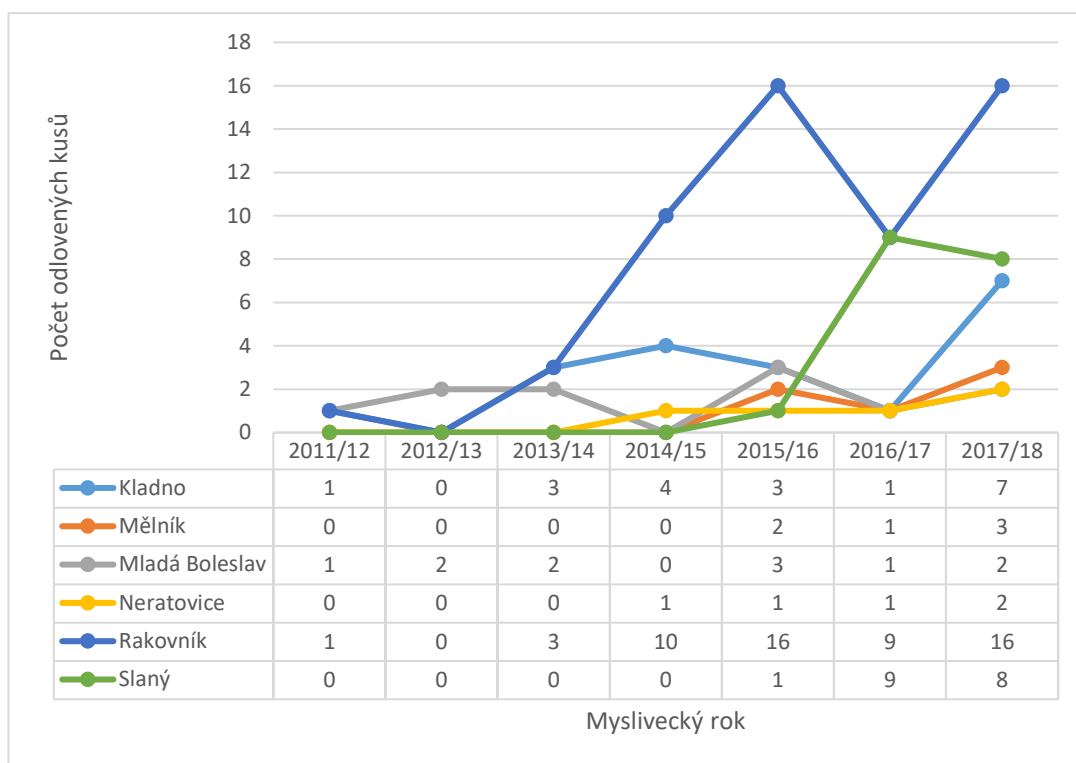
- introduced plants and animals: human perceptions, attitudes and approaches to management. Washington, D. C. Earthscan. Pages 233-249. ISBN 9780203525753.
- Sackl P. 2001. Waschbär *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758). In: Spitzernberger F (ed.). Die Säugetierfauna Österreichs. Umwelt und Wasserwirtschaft. Bundesministerium. Pages 595–602. ISBN: 9783853330630.
- Salgado I. 2018. Is the raccoon (*Procyon lotor*) out of control in Europe? Biodiversity Conservation. 27:2243–2256 DOI: 10.1007/s10531-018-1535-9
- Salo P, Banks PB, Dickman CR, Korpimäki E. 2010. Predator manipulation experiments: impacts on populations of terrestrial vertebrate prey. Ecological Monographs. **80**:531-546.
- Santonastaso TT, Dubach J, Hauver SA, Graser WH, Gehrt SD. 2012. Microsatellite analysis of raccoon (*Procyon lotor*) population structure across an extensive metropolitan landscape. Journal of Mammalogy. **93**:447–455.
- Shigesada N, Kawasaki K, Takeda Y. 1995. Modelling stratified diffusion in biological invasions. American Naturalist. **146**:229–251.
- Schmidt KA. 2003. Nest predation and population declines in Illinois songbirds: a case for mesopredator effects. Conservation Biology Journal. **17**:1141-1150.
- Schneeweiss N, Wolf M. 2009. Neozoen – eine neue Gefahr für die Reliktpopulationen der Europäischen Sumpfschildkröte in Nordostdeutschland. Zeitschrift für Feldherpetologie. 16:163-182.
- Schwartz ALW, Shilling FM, Perkins SE. 2020 The value of monitoring wildlife roadkill. European Journal Wildlife Rescue. **66**:18. DOI: 10.1007/s10344-019-1357-4.
- Schwarz S, Sutor A, Mattis R, Conraths FJ (2015) Der Waschbärspulwurm (*Baylisascaris procyonis*) - kein Zoonoserisiko für Brandenburg? Berl Munch Tierarztl Wochenschr **128**:34–38
- Stejskal V. 2006. Úvod do právní úpravy ochrany přírody a péče o biologickou rozmanitost. Právní stav k 1.1.2006. Linde. Praha.
- Stocking JJ, Simons TR, Parsons AW, O'Connell AF. 2017. Managing Native Predators: Evidence from a Partial Removal of Raccoons (*Procyon lotor*) on the Outer Banks of North Carolina, USA. Waterbirds. 40:10-18. DOI: 10.1675/063.040.sp103.
- Stubbe M. 1999. *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758). In: Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Krystufek B, Reijnders P, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohohralik V, Zima J (eds.). The atlas of European mammals. Mitchell Academic Press. London. Pages 326-327. ISBN: 9780124996205.
- Sustaita D, Pouydebat E, Manzano A, Abdala V, Hertel F, Hertel A. 2013. Getting a grip on tetrapod grasping: form, function, and evolution. Biological Review. **88**:380–405.
- Suzuki T, Aoi T, Maekawa K. 2003. Spacing pattern of introduced female raccoons (*Procyon lotor*) in Hokkaido, Japan. Mammal Study. **28**:121-128.

- Suzuki T, Ikeda T. 2019. Challenges in managing invasive raccoons in Japan. *Wildlife Research*. **46**:476-483. DOI: 10.1071/WR18172
- Svět myslivosti. 2018. Mýval na mušce – úřady povolily lov predátora. Svět myslivosti. Available from <http://www.svetmyslivosti.cz/monitor-tisku/11969-myval-na-musce-urady-povolily-lov-predatora-5plus2> (accessed January 2020).
- Tei S, Kitajima N, Takahashi K, Mishiro S. 2003. Zoonotic transmission of hepatitis E virus from deer to human beings. *Lancet*. **362**:371–373.
- Timm R, Cuarón AD, Reid F, Helgen K, González-Maya JF. 2016. *Procyon lotor*. The IUCN Red List of Threatened Species. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41686A45216638.en> (accessed February 2020).
- UNFPA. 2007. The state of world population. UNFPA. New York. Pages 116. ISBN: 9780897149747.
- Ústav pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHUL). 2020. Katalog datových informací. Available from <http://www.uhul.cz/mapy-a-data/katalog-datovych-informaci> (accessed December 2019).
- Vos A, Nolden T, Habla Ch, Finke S, Freuling CM, Teifke J, Müller T. 2013. Raccoons (*Procyon lotor*) in Germany as potential reservoir species for *Lyssaviruses*. *European Journal of Wildlife Research*. **59**:637-643.
- Wachtel J. 1932. Mýval v Evropě? *Stráž myslivosti*. **9**:190.
- Wehtje M, Gompper ME. 2011. Effects of an experimentally clumped food resource on raccoon *Procyon lotor* home-range use. *Wildlife Biology*. **17**:25-32.
- West BC, Messmer TA. 2004. Impacts and management of duck-nest predation: the managers' view. *Wildlife Society Bulletin*. **32**:772-781.
- Wilson ME, Bretsky MP, Cooper GH, Egbertson HE, Van Kruiningen VJ, Cartter ML. 1997. Emergence of raccoon rabies in Connecticut, 1991–1994: spatial and temporal characteristics of animal, infection and human contact. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. **57**:457–463.
- Winter M, Stubbe M, Heidecke D. 2005. Zur Ökologie des Waschbaren (*Procyon lotor* L. 1758) in Sachsen-Anhalt. *Beiträge zur Jagd und Wildforsch.* **30**:303–322.
- Winter M. 2006. *Procyon lotor*. Species factsheet. DAISIE - Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. Available from http://www.europe-alien.org/pdf/Procyon_lotor.pdf. (accessed November 2016).
- Zalewski A, Michalska-Parda A, Bartoszewicz M, Kozakiewicz M, Brzeziński M. 2010. Multiple introductions determine the genetic structure of an invasive species population: American mink *Neovison vison* in Poland. *Biological Conservation*. **143**:1355–1363.
- Zeveloff SI. 2002. *Raccoons: A Natural History*. Smithsonian Books. Washington D. C. ISBN: 9781588340337.

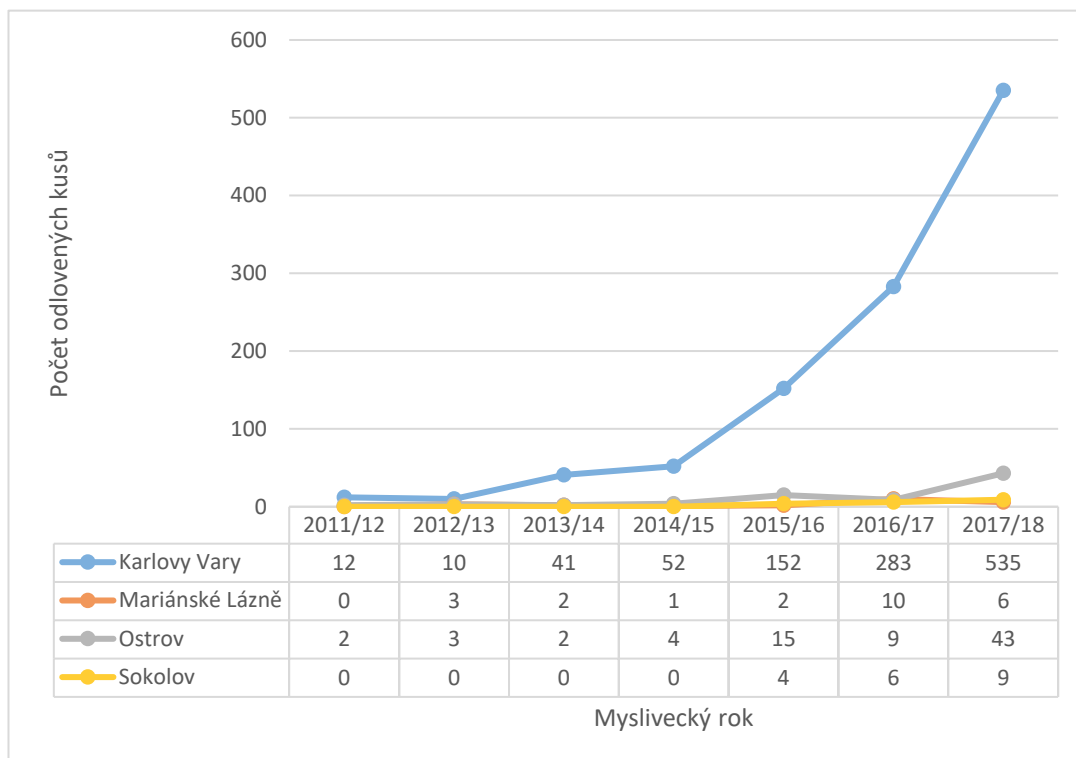
9 Seznam použitých zkratek a symbolů

- AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
AV ČR – Akademie věd České republiky
CBD – Convention on Biological Diversity (Úmluva o biologické rozmanitosti)
ČR – Česká republika
EK – Evropská komise
EP – Evropský parlament
EU – Evropská unie
GIS – Geologický informační systém
IUCN – International Union for Conservation of Nature (Mezinárodní svaz ochrany přírody)
MZe – Ministerstvo zemědělství
MŽP – Ministerstvo životního prostředí
ND AOPK ČR – Nálezová databáze Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky
NP ČR – Národní park České republiky
ORP – obce s rozšířenou působností
ÚHUL – Ústav pro hospodářskou úpravu lesů

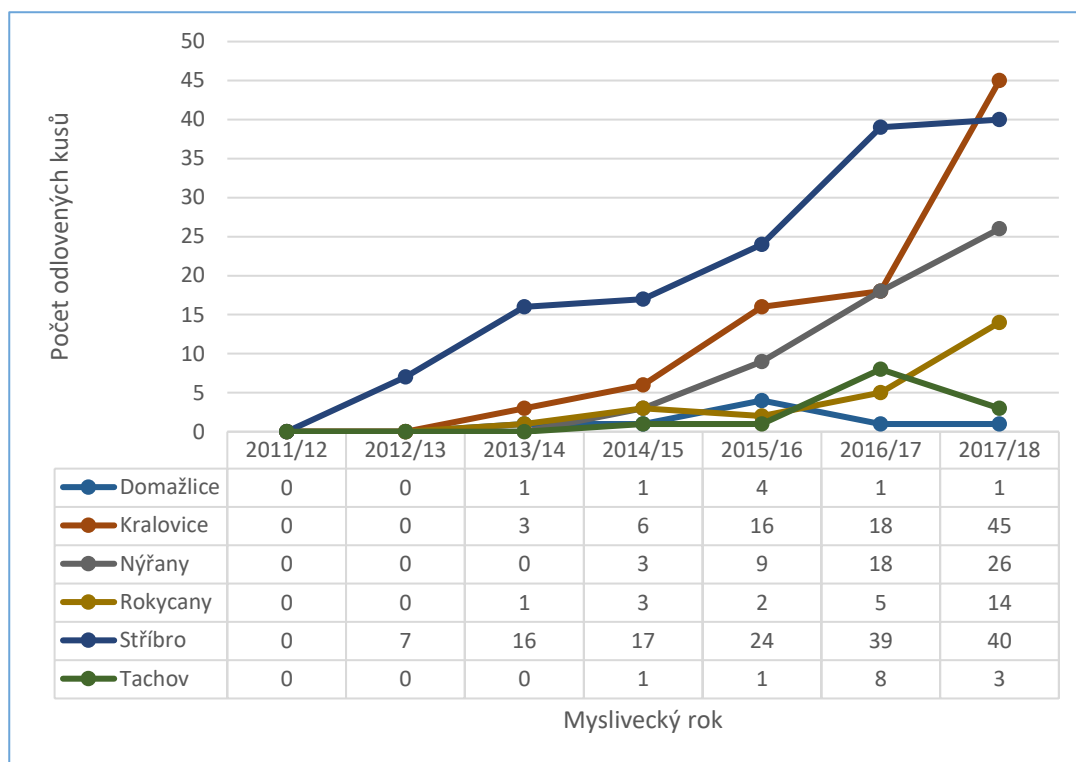
10 Samostatné přílohy



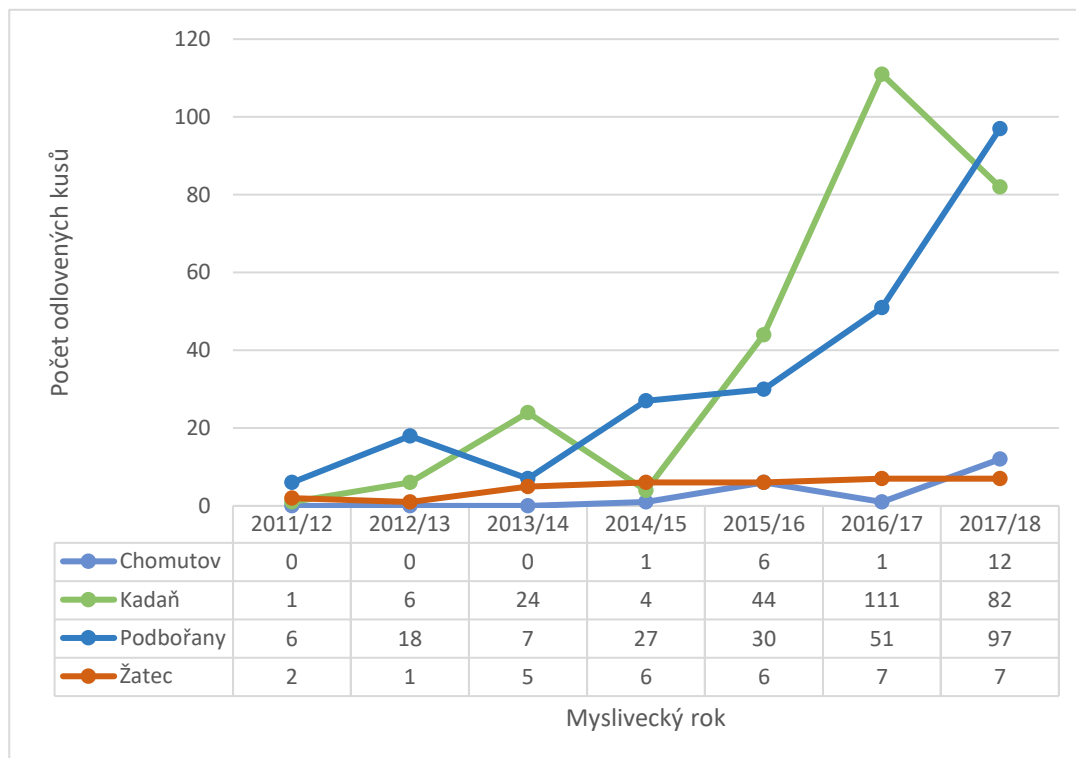
Příloha I – Vybrané ORP, ve kterých byl hlášen odlov ve všech posledních třech letech zkoumaného období ve Středočeském kraji (vlastní úprava).



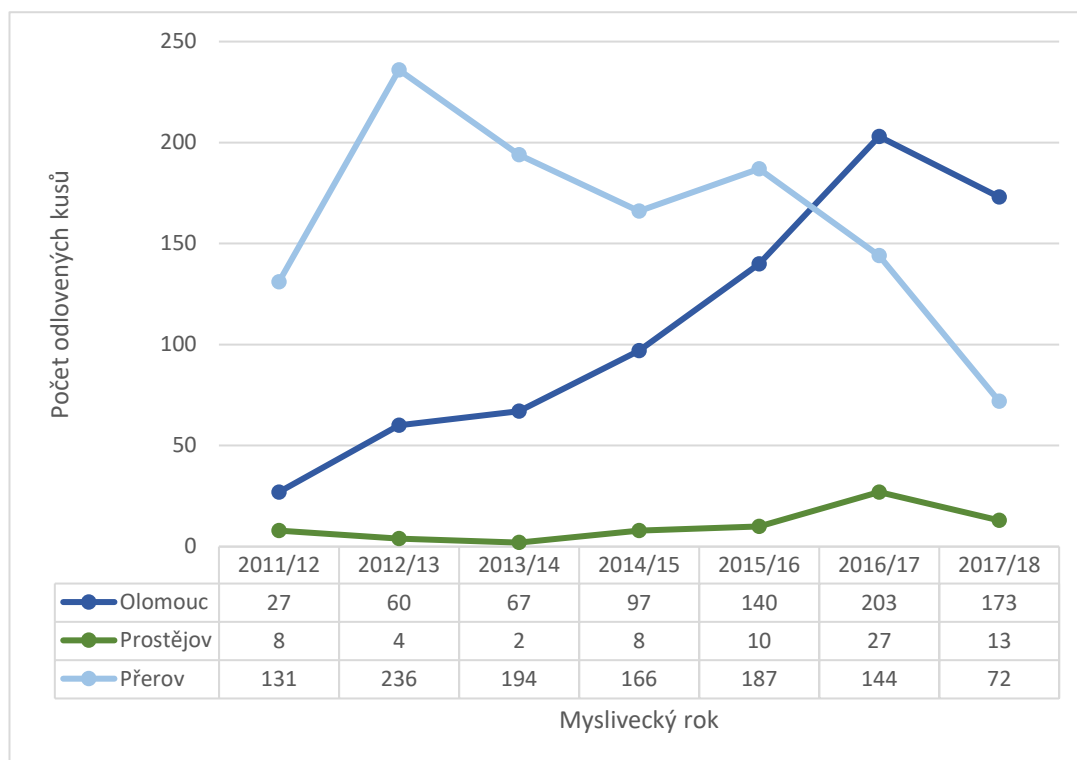
Příloha II – Vybrané ORP, ve kterých byl hlášen odlov ve všech posledních třech letech zkoumaného období v Karlovarském kraji (vlastní úprava).



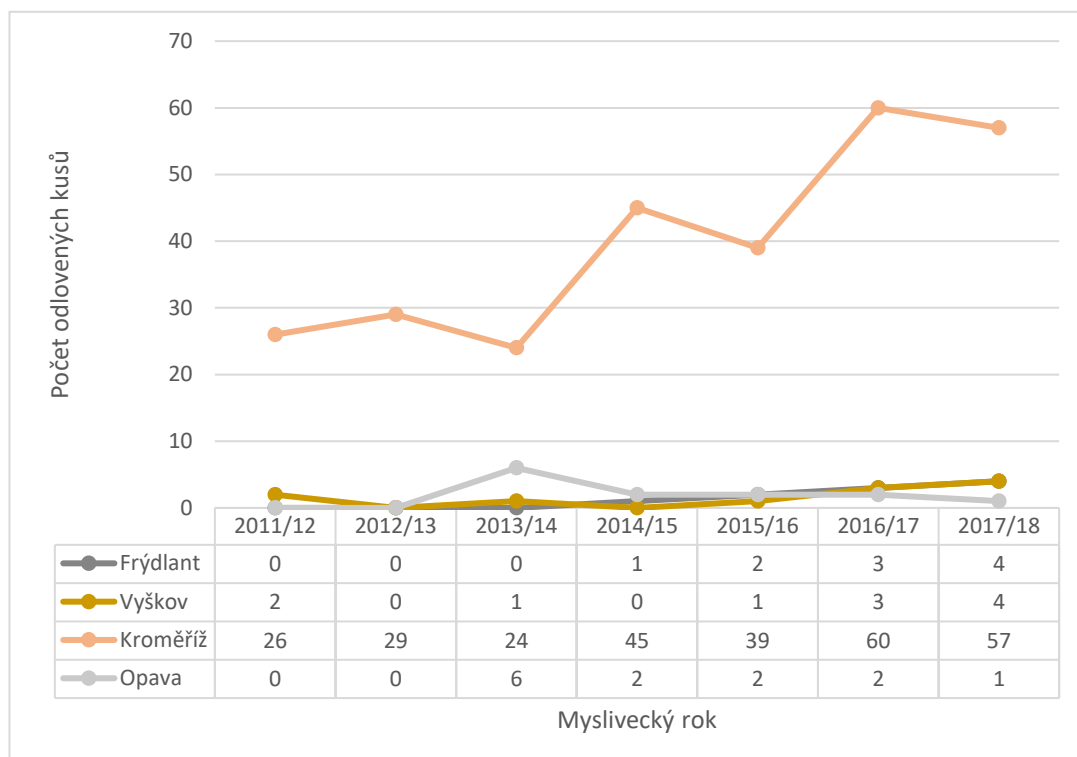
Příloha III – Vybrané ORP, ve kterých byl hlášen odlov ve všech posledních třech letech zkoumaného období v Plzeňském kraji (vlastní úprava).



Příloha IV – Vybrané ORP, ve kterých byl hlášen odlov ve všech posledních třech letech zkoumaného období v Ústeckém kraji (vlastní úprava).



Příloha V – Vybrané ORP, ve kterých byl hlášen odlov ve všech posledních třech letech zkoumaného období v Olomouckém kraji (vlastní úprava).



Příloha VI – Vybrané ORP, ve kterých byl hlášen odlov ve všech posledních třech letech zkoumaného období v Libereckém, Zlínském a Moravskoslezském kraji (vlastní úprava).